

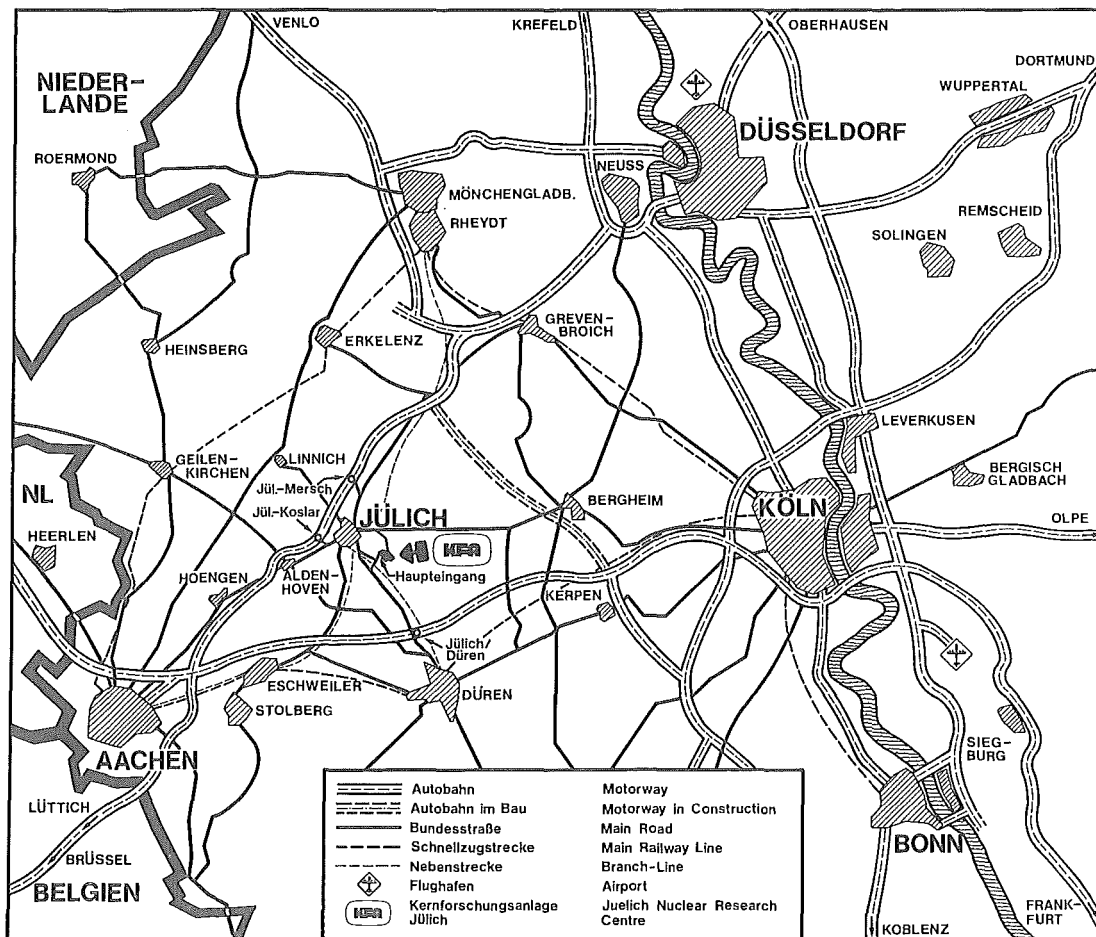
KERNFORSCHUNGSANLAGE JÜLICH GmbH

**Versenkung spezieller radioaktiver
Abfälle in der Tiefsee**

**Seminarbericht
29.1.1980 in der Kernforschungsanlage Jülich**

Herausgeber: M. Laser

**Jül - Conf - 40
November 1980
ISSN 0344 - 5798**

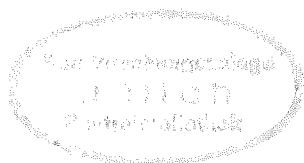


Als Manuskript gedruckt

Berichte der Kernforschungsanlage Jülich - Jül - Conf - 40

Zu beziehen durch: ZENTRALBIBLIOTHEK der Kernforschungsanlage Jülich GmbH
Postfach 1913 · D-5170 Jülich (Bundesrepublik Deutschland)

Telefon: 0 24 61/6 10 · Telex: 833 556 kfa d



Versenkung spezieller radioaktiver Abfälle in der Tiefsee

**Seminarbericht 29.1.1980
in der Kernforschungsanlage Jülich**

Herausgeber: M. Laser

Rep. 156 258

Kernforschungsanlage Jülich

Begrüßung

Dr. R. Theenhaus

Mitglied des Vorstands der Kernforschungsanlage Jülich GmbH

Meine sehr geehrten Damen und Herren,

wenn wir uns heute die Frage stellen, wo denn die Ursachen für die Schwierigkeiten bei der Einführung der Kernenergietechnik bezüglich der öffentlichen Akzeptanz liegen, so ist sicherlich einer der heiß diskutierten Problemkreise die Abfallfrage. Diese reicht im Grunde von der Frage Wiederaufarbeitung ja oder nein über die Behandlung der verschiedenen Arten der festen, flüssigen und gasförmigen radioaktiven Abfälle bis hin zur Frage der Zwischenlagerung und des endgültigen Verbleibs der Abfälle. Es gibt keinen Zweifel daran, daß nach wie vor der überwiegende Teil der Fachwelt die Wiederaufarbeitung sowohl aus ökonomischen als auch aus ökologischen Gründen eindeutig bejaht. Erwähnt sei der Vollständigkeit halber hier, daß radioaktive Abfälle außer in der Energietechnik auch im Bereich der Medizin, der Wissenschaft und Forschung und der Industrie anfallen. Der größte Teil der radioaktiven Abfälle kann sicherlich praktisch problemlos in tiefen geologischen Formationen endgültig gelagert werden.

Für spezielle radioaktive Abfälle sind andere Arten des endgültigen Verbleibs aber durchaus vorteilhaft. So bietet sich trotz des Grundsatzes "dilution is no solution of pollution" für besondere Abfälle eine Versenkung in der Tiefsee an. Bis vor wenigen Jahren erschien das Meer insgesamt wohl als unerschöpfliches Reservoir für die Aufnahme aller möglichen Abfälle. Inzwischen sind jedoch insbesondere durch die Tankerunfälle, auch durch die Folgen des Ableitens von chemischen Abfällen und die

Verseuchung weiter Meeresgebiete durch Schwermetalle auch die Grenzen dieses Meerespotentials deutlich geworden.

Das ökologische Gleichgewicht der Weltmeere ist sicherlich eine notwendige Voraussetzung für die langfristige Existenz der Menschheit. Es ist daher nur zu begrüßen, daß sich Staaten mit den unterschiedlichsten Gesellschaftsformen und politischen Farben geeinigt haben und die Londoner Konvention zur Verhinderung der Verschmutzung der Meere verabschiedet haben. Oberstes Ziel dieser Konvention ist der Schutz des Ökosystems und der Wahrung spezieller Interessen, insbesondere im Bereich der Schifffahrt und Fischerei. Diese Konvention läßt daher nur in sehr begrenztem Maße die Abgabe von Abfällen in das Meer zu, so daß die Selbstheilungskräfte des Meeres erhalten bleiben. Dies gilt auch für radioaktive Abfälle.

So schließt die Konvention die Versenkung hochradioaktiver Abfälle ganz aus, für andere Abfälle sind streng einzuhaltende Randbedingungen vorgegeben. Über die Bestimmung dieser Konvention hinausgehend haben sich die OECD-Staaten zu einem gemeinsamen Vorgehen und strenger Kontrolle der Versenkungsaktionen entschlossen.

Länder wie Frankreich, Belgien, die Niederlande, England und die Schweiz versenken seit vielen Jahren bestimmte radioaktive Abfälle auf hoher See. Österreich hat sich beispielsweise von der Versenkung radioaktiver Abfälle distanziert. Die Bundesrepublik hat die Londoner Konvention unterschrieben und nach relativ langem Zögern ratifiziert. Auch die decision der OECD ist von der Bundesrepublik unterschrieben, das Ratifikationsgesetz steht jedoch noch aus. Es gibt eine Reihe von sehr ernstzunehmenden Stimmen, die vor dieser Ratifikation warnen.

Meine Damen und Herren, ich glaube, diese wenigen Sätze haben bereits aufgezeigt, daß die damit verbundenen Fragen nicht einfach zu beantworten sind. Auf der einen Seite gilt es, den positiven Nutzen der Wissenschaft und Technik zum Segen der Menschheit weiterzuerhalten und auszubauen und der nach wie vor wachsenden Weltbevölkerung - wir sind heute 4 Milliarden und werden um das Jahr 2000 6 Milliarden Menschen sein - eine lebenswerte Basis zu schaffen, und dieses geht nicht ohne Auswirkungen auf unsere Umwelt. Andererseits geht es darum, diese Auswirkungen - wiederum durch Wissenschaft und Technik - auf ein Maß zu begrenzen, das uns die natürliche Umwelt, in der wir leben, weitestgehend erhält, zumal auch diese natürliche Umwelt eine notwendige Voraussetzung für die Existenz der Menschen und das Leben auf dieser Erde ist. So muß also auch ein solcher Schritt der Versenkung spezieller radioaktiver Abfälle in der Tiefsee wohl überlegt werden. Den Vorteilen, diese gilt es klar herauszuarbeiten, stehen Risiken gegenüber, die kritisch abgeschätzt werden müssen.

Möge dieses Seminar dazu beitragen, die Pros und Kontras dieser Problematik klar aufzuzeigen, den Stand der Technik klar darzustellen, so daß die noch zu lösenden Probleme deutlich werden und die Ergebnisse damit den Verantwortlichen eine Entscheidungshilfe sein können. In diesem Sinne wünsche ich dem Seminar einen erfolgreichen und guten Verlauf.

Grußwort

Dr. A. Hoschützky

Ministerialrat, BMI

Gern überbringe ich Ihnen heute die Grüße des Bundesministers des Innern. Sie sind verbunden mit dem Wunsche, dieses von der Kernforschungsanlage Jülich durchgeführte Seminar über die Versenkung spezieller radioaktiver Abfälle in der Tiefsee möge für alle Teilnehmer ein voller Erfolg werden.

Aus der Sicht des Bundesministers des Innern ist es zu begrüßen, daß hier in diesem Seminar für unsere Umwelt und den Strahlenschutz wichtige Probleme ausführlich erörtert und somit auch für seine Arbeit Entscheidungshilfen gegeben werden.

Es sei mir gestattet, hier kurz die Situation zu umreißen: Die Bundesrepublik Deutschland hat gezeigt, daß eine Entsorgung der schwach- bis mittelaktiven Abfälle an Land durch Deponie in tieferen geologischen Formationen unter Wahrung des Schutzes der Biosphäre generell durchaus möglich ist. Bis Ende 1978 sind diese Abfälle praktisch fast alle so beseitigt worden. Hieran hat der durch anderweitige Schwierigkeiten rechtlicher wie technischer Natur bedingte Annahmestopp in der Asse grundsätzlich nichts geändert.

Aus Gesichtspunkten des Umweltschutzes soll auf eine Versenkung im Meer soweit wie möglich verzichtet werden. Das Londoner Übereinkommen sieht generell - also sowohl für konventionellen wie auch für radioaktiven Abfall - vor, daß nur dann versenkt werden darf, wenn eine Beseitigung an Land nicht möglich ist.

Diese Situation hat es auch bewirkt, daß die Bundesrepublik Deutschland bisher nur ein einziges Mal an einer Versenkungsaktion aktiv teilgenommen hat. Da die Masse der Abfälle regelmäßig durch die Asseeinlagerung beseitigt wurde, war bisher wohl auch keine zwingende Notwendigkeit zu weiteren Versenkungsaktionen der Bundesrepublik Deutschland zu spüren. Ja, wir stehen heute sogar nach Verabschiedung des OECD-Ratsbeschlusses über die Schaffung eines multilateralen Konsultations- und Überwachungssystems für die Meeresversenkung radioaktiver Abfälle vom 22. Juli 1977 vor der Tatsache, daß es bisher noch nicht zur Ratifizierung dieser Zusatzbestimmungen durch die Bundesrepublik Deutschland gekommen und uns der einzig praktisch gangbare Weg einer Beteiligung an einer gemeinsamen Versenkung damit noch versperrt ist.

Die bis 1978 erfolgreich durchgeführte Einlagerung in der Asse hat allerdings doch auch gezeigt, daß die Deponie in bergmännischen Räumen untertage nicht restlos auf alle radioaktiven Abfälle anwendbar ist. So konnten, wenn auch als relativ kleiner Rest, die Abfälle nicht eingelagert werden, die durch Verdampfung oder Emanation bei ihrer Endlagerung radioaktive Substanzen an die Grubenwetter abgeben und damit zumindest die Belegschaft der Grube einer unzulässigen Strahlenbelastung aussetzen würden. Es ist dies vor allem die große Gruppe der Tritium-Abfälle, aber etwa auch der Radium-, Thorium- oder gegebenenfalls Krypton-85 haltige Abfall. - Eingehende Ausführungen hierüber werden wir noch in den Vorträgen hören. -

Für diese speziellen radioaktiven Abfälle muß damit auf alle Fälle eine Beseitigung außerhalb der Deponie in untertägigen Grubenräumen gefunden werden. Die Bereitschaft, eine Beseitigung durch Versenkung in der Tiefsee zu akzeptieren, ist in der öffentlichen Meinung grundsätzlich gering. Es wird daher einer überzeugenden Argumentation bedürfen, um darzulegen, daß für bestimmte Abfälle eine Versenkung als optimale Beseitigung in-

frage kommt. Dabei muß klar gemacht werden können, daß diese Art der Abfallbeseitigung nicht gleichsam ein Wegschieben der Probleme in abgelegene Regionen bedeutet - das globale Bewußtsein des Umweltschutzes ist dafür viel zu ausgeprägt - sondern eine Lösung, die zwischen Zwängen und Möglichkeiten unvermeidbar ist.

Die Kernforschungsanlage Jülich hat mit der Konzeption ihres Seminars, insbesondere mit der Abstellung auf die speziellen problematischen Abfälle gezeigt, daß sie sich dieser Situation bewußt ist. Sollte in der Bundesrepublik Deutschland an eine Versenkung radioaktiver Abfälle herangetreten werden, und hierzu ist als nächster Schritt die Ratifizierung des Ratsbeschlusses über die multilaterale Konsultation und Überwachung notwendig, dann ist meines Erachtens die Feststellung erforderlich, daß für die zu versenkenden Abfälle keine ökologisch günstigeren Beseitigungsmöglichkeiten vorliegen. An der Klärung dieser Fragen mitzuwirken und so den Verantwortlichen Entscheidungshilfen an die Hand zu geben, ist ein verdienstvolles Ziel des Seminars.

Der Kernforschungsanlage Jülich ist zu danken, daß sie sich dieser Aufgaben angenommen hat. Der Bundesminister des Innern wird diese Bemühungen auch künftig unterstützen. So wünsche ich Ihnen - das heißt uns allen - nochmals einen erfolgreichen Verlauf des Seminars.

Einführend Worte

Dr. M. Laser, KFA

Die Entsorgung der Kerntechnik ist eine technische und politische Notwendigkeit. Wissenschaftler und Techniker haben daher seit vielen Jahren an der Entwicklung geeigneter Techniken gearbeitet. Die Ablagerung der radioaktiven Abfälle im tiefen geologischen Untergrund, und hier besonders im Steinsalz, stand dabei in der Bundesrepublik im Vordergrund. Seit 1964 wurden im Versuchsendlager Asse geeignete Endlagertechniken erprobt. Bis Ende 1978 wurden rund 124.000 schwach radioaktive und rund 1.300 mittelradioaktive Abfallfässer eingelagert. Diese Art der Abfallbeseitigung hat sich bisher sehr gut bewährt und wird daher auch weiterhin an erster Stelle der Endlagerkonzepte stehen.

Es zeigte sich jedoch schon bald, daß bestimmte Abfälle zweckmäßigerweise nicht in einem begehbaren Endlager untergebracht werden sollten. Hierzu gehören vor allem tritiumhaltige Abfälle, in Druckgasflaschen abgefülltes Krypton und emanierende Abfälle. Es mußten daher neben der Endlagerung im Salzgestein auch andere Endlagertechniken in Betracht gezogen und erprobt werden. Für tritiumhaltiges Wasser, das vor allem in einer Wiederaufarbeitungsanlage in relativ großen Mengen anfällt, wurde das Verpressen in unterirdische Porenspeicher vorgeschlagen. Leider wurde aber bis heute noch nicht der geplante Großversuch für dieses außerordentlich zweckmäßige Verfahren genehmigt.

Krypton, das nach einer Empfehlung der Strahlenschutzkommission aus den Auflöserabgasen einer großen Wiederaufarbeitungsanlage abgetrennt werden soll, kann z. B. in oberirdischen Bauwerken gelagert werden, bis es nach etwa 120 Jahren weitgehend abgeklungen ist. Eine unbeabsichtigte Freisetzung von größeren

Mengen Krypton könnte aber für das Personal wie für die in der Umgebung wohnende Bevölkerung zu merklichen Strahlenbelastungen führen.

Die kritische Abwägung der Risiken führte uns daher zu der Erkenntnis, daß die Versenkung vor allem von Tritium und Krypton in der Tiefsee eine zweckmäßige Alternative zur Lagerung an Land sei. Gerade bei diesen beiden Isotopen bestehen wegen ihrer relativ geringen Halbwertszeit von rund 12 bzw. 11 Jahren und ihrer niedrigen Radiotoxizität die geringsten Bedenken gegen das Einbringen in die Tiefsee, zumal diese Abfälle in der Regel in Tiefen von 4.000 bis 5.000 m verbracht werden, wo ein Austausch mit dem Oberflächenwasser, das uns als Nahrungsreservoir in erster Linie dient, nur sehr langsam erfolgt.

Diese Versenkung ist also nicht mit der Ableitung in küstennahes Oberflächenwasser zu verwechseln, wie es z. B. von Frankreich und Großbritannien noch heute praktiziert wird.

Wieweit auch andere schwach- und mittelradioaktive Abfälle, insbesondere die Abfälle aus den Landessammelstellen oder auch die aus Kernkraftwerken, in Betracht gezogen werden können, sollte diskutiert werden.

Die Versenkung verfestigter schwach- und mittelradioaktiver Abfälle in der Tiefsee wird von der Europäischen Gemeinschaft seit Jahren praktiziert. Für manche unserer Nachbarn ist sie sogar eine Notwendigkeit; denn sie haben keine andere Möglichkeit zur Beseitigung ihrer radioaktiven Abfälle.

So hat schließlich die Erkenntnis, daß bestimmte radioaktive Abfälle ein geringeres Risiko darstellen, wenn sie anstelle einer Lagerung an Land versenkt werden, und die guten Erfahrungen unserer Nachbarn mit der Versenkung ihrer Abfälle zu dem Wunsch geführt, die nach internationalem Recht gegebene Möglichkeit zu nutzen.

Der Arbeitskreis "Wiederaufarbeitung und radioaktive Abfälle" der Arbeitsgemeinschaft der Großforschungsanlagen (AGF) hat mich daher im Frühjahr 1979 beauftragt, ein Seminar über die Versenkung radioaktiver Abfälle zu organisieren. Alle Fachleute, die ich daraufhin angesprochen habe, haben mir gegenüber ein großes Interesse an einer solchen Veranstaltung artikuliert, und fast alle, die ich um einen Beitrag gebeten habe, sagten schließlich zu, teilweise trotz erheblicher Terminschwierigkeiten. Für diese Bereitschaft möchte ich allen Referenten recht herzlich danken. Das rege Interesse, das das Programm gefunden hat, zeigt, daß die Mühen der Referenten sicher nicht vergeblich waren.

Die Information der Interessierten über den Stand der Technik, die rechtlichen Grundlagen, Fragen des Umweltschutzes, Möglichkeiten und Aussichten sind zweifellos das Nahziel dieser Veranstaltung. Die Ergebnisse werden jedoch bald an Bedeutung verlieren und in Vergessenheit geraten, wenn es nicht gelingt, etwas zu bewegen. Noch sind in der Bundesrepublik die rechtlichen Voraussetzungen zu schaffen. Es ist daher mein besonderer Wunsch, daß die Ergebnisse dieses Seminars den Fachleuten in den Ministerien wie den Parlamentariern, die letztlich darüber zu entscheiden haben, ob die Bundesrepublik an Versenkungsaktionen teilnehmen kann, eine verlässliche Grundlage für ihre Entscheidungen bieten können.

Ich wünsche uns allen einen erfolgreichen Verlauf des Seminars.

Internationale und innerstaatliche Rechtsgrundlagen der Meeresversenkung radioaktiver Abfälle

von Werner Bischof, Universität Göttingen^{*)}

I. Einleitung

1. Freiheit des Meeres und Meeresversenkung radioaktiver Abfälle

Angesichts der Bedeutung, die die Beseitigung radioaktiver Abfälle für den Betrieb von Kernkraftwerken zur Energieerzeugung und für die Verwendung radioaktiver Stoffe in Medizin, Technik, Forschung, Landwirtschaft und anderen Bereichen hat, ist es nicht verwunderlich, liegt es vielmehr nahe, die entstehenden Abfallstoffe - jedenfalls teilweise - dadurch beiseite zu schaffen (also zu beseitigen), daß man sie dem Meer überantwortet¹⁾. Diese Beseitigungsart (etwa neben der Beseitigung in der Arktis und im Weltraum) erschien und erscheint vor allem aus tatsächlichen Gründen einer verhältnismäßig geringen Gefährlichkeit wegen der hochgradigen, kaum mehr meßbaren Verdünnungskonzentrationen und der geologischen Prozesse der Sedi-
mentbildung auf dem Meeresboden²⁾ als attraktiv und als zu realisierende Alternative zur Beseitigung an Land. Aber auch aus rechtlichen Gründen bot sich die Meeresbeseitigung an, da sie völkerrechtlich, insbesondere seerechtlich als nicht unzulässig anzusehen war, konnte man doch auf Grund des von Hugo Grotius³⁾ entwickelten und seit dem 17. Jahrhundert sich als Gewohnheitsrecht herausgebildeten Völkerrechtssatz von der Freiheit der Meere ausgehen. Dieser Grundsatz

*) Vortrag auf der Arbeitstagung "Versenkung spezieller radioaktiver Abfälle in der Tiefsee" in der Kernforschungsanlage Jülich am 29. Januar 1980.

Anschrift des Verfassers: Assessor Werner Bischof, Institut für Völkerrecht der Universität Göttingen, Abteilung Atomenergierecht, Nikolausberger Weg 9 c, 3400 Göttingen.

der Meeresfreiheit besagt⁴⁾, daß das Meer nicht der Herrschaftsgewalt oder dem Eigentum eines Staates oder mehrerer Staaten untersteht, daß es auch keine *res nullius* ist und daher auch nicht okkupiert oder annektiert werden könnte, daß es sich vielmehr um eine *res communis omnium* handelt, die folglich dem Gemeingebrauch aller Staaten offensteht⁵⁾. Bisher war auch völkerrechtlich der Umfang der Meeresfreiheit nicht präzise umschrieben, die Grenzen der freiheitlichen Betätigung der Staaten und ihrer Staatsangehörigen nicht festgesetzt. Der Grundsatz bezieht sich natürlich in erster Linie auf die Schifffahrt, die Fischerei, auf das Recht, unterirdische Kabel und Rohrleitungen zu legen, sodann auch auf die Befugnis, das Meer zu überfliegen. In neuerer Zeit konzentriert sich das Interesse vor allem auch auf die Nutzung der Ressourcen in der See und unter dem Meeresboden. Zwar galt und gilt der Grundsatz der Freiheit der Meere nicht unbeschränkt; es war auch vor Abschluß des Übereinkommens über die Hohe See von 1958 gewohnheitsrechtlich anerkannt, daß das Nutzungsrecht durch die Staaten nur in der Weise ausgeübt werden durfte, daß nicht die Nutzungsrechte anderer Staaten geschmälert werden⁶⁾. Die maßlose Ausnutzung des Meeres, insbesondere auch seine Verschmutzung, beispielsweise durch die Meeresversenkung von Abfällen, stellt unter Umständen einen Rechtsmißbrauch dar, der als völkerrechtswidrig anzusehen ist⁷⁾. Es ist aber offenkundig, daß diese gewohnheitsrechtliche Einschränkung des Freiheitsgrundsatzes durch das Mißbrauchsprinzip für die konkreten Fälle nicht besonders scharf ist und daher nicht praktikabel genug war, vor allem im Hinblick auf die zunehmende Benutzung des Meeres als Abfallreservoir von Land aus oder aber auch durch gezielte Aktionen durch Schiffe oder Luftfahrzeuge. Das galt namentlich auch für die vorsätzliche Versenkung oder die Ableitung radioaktiver Stoffe in das Meer. Eine Konkretisierung der Mißbrauchstatbestände vor allem hinsichtlich der Meeresverschmutzung war daher dringend erforderlich, um Gefährdungen und Schäden der Meeresumwelt, insbesondere ihrer Lebewesen und damit auch der Gesundheit der Menschen zu verhindern.

2. Bisherige Praxis der Meeresversenkung radioaktiver Abfälle

Die Rechtsfragen der Versenkung radioaktiver Abfälle in das Meer⁸⁾ sind nicht nur theoretischer Natur. Bereits bald nach Beendigung des zweiten Weltkriegs, also mit dem Beginn des sogenannten Atomzeitalters, wurde die Meeresversenkung von einigen Staaten praktiziert. Die verschiedenen Versenkungsaktionen und -praktiken sind kurz zu skizzieren:

- Die Vereinigten Staaten von Amerika haben schon von 1946 ab radioaktive Abfälle unter der Kontrolle der Atomic Energy Commission versenkt⁹⁾. Im Jahre 1962 wurde das Abfallversenkungsprogramm erheblich eingeschränkt und 1970 ganz gestoppt. Von 1946 bis Mitte der sechziger Jahre wurden nach Christ¹⁰⁾ von den USA im Atlantik radioaktive Abfälle mit einer Aktivität von ca. 80 000 Curie versenkt, im Pazifik mit einer Aktivität von ca. 15 000 Curie. Anfang der siebziger Jahre wurde die innerstaatliche Gesetzgebung der USA zum Schutz der Meeresumwelt erheblich verschärft (Marine Protection, Research and Sanctuaries Act, 1972; Environment Protection Agency (EPA) Regulations, 1973) und die Initiative für eine verbindliche internationale Regelung zum Schutz der Meeresumwelt ergriffen¹¹⁾.
- Großbritannien nimmt Meeresversenkungen radioaktiver Abfälle seit etwa 1952 vor, auch durch Ableitung radioaktiver Stoffe aus kerntechnischen Anlagen, z. B. aus der Wiederaufarbeitungsanlage in Windscale in die Irische See¹²⁾.
- Schweden hat offensichtlich Mitte der sechziger Jahre radioaktive Abfallstoffe im Nordatlantik versenkt¹³⁾.
- Frankreich leitet radioaktive Abfälle seit längerer Zeit von Land aus in das Meer ein (z. B. von der Wiederaufarbeitungsanlage La Hague aus).
- Besonders hervorzuheben sind die seit 1967 unter der internationalen Aufsicht der damaligen Europäischen Kernenergieagentur (ENEA) der jetzigen Kernenergieagentur (NEA) der Organisation für Wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung (OECD) vorgenommene koordinierte Meeresversenkung im Atlantik. Diese - übrigens auf Grund einer Anregung der Bundesrepublik Deutschland eingeleiteten - Operationen wurden 1967¹⁴⁾, 1969 und von 1971 ab jährlich veranstaltet¹⁵⁾. An der Aktion 1967 waren die Länder Großbritannien,

Bundesrepublik Deutschland, Niederlande, Belgien und Frankreich beteiligt, an der Versenkungsoperation 1969 die Länder Belgien, Frankreich, Italien, Niederlande, Schweden, Schweiz und Großbritannien, an den weiteren Aktionen Belgien, Niederlande, Schweiz und Großbritannien. Die Bundesrepublik Deutschland nahm nur an der Versenkungsaktion von 1967 unmittelbar teil.

- Japan plant seit einiger Zeit die Abfallversenkung radioaktiver Stoffe durch verschiedene Studien¹⁶⁾, hat aber offensichtlich aus umweltpolitischen Gründen noch nicht mit entsprechenden Aktionen begonnen.
- Bisher waren Gegenstände der Meeresversenkung nur radioaktive Stoffe schwacher oder mittlerer Radioaktivität. Hochradioaktive Abfälle wurden bisher von der Meeresbeseitigung ausgenommen¹⁷⁾. Gleichwohl wird seit einiger Zeit das Problem diskutiert, auch hochaktive Abfälle auf dem oder in dem Meeresboden endzulagern¹⁸⁾.
- Bedeutsam für die rechtliche Regelung der Meeresversenkung, insbesondere im Hinblick auf die Schadensvorsorge, die internationale Hilfeleistung und die Haftungsregelung für entstandene Schäden, ist auch die Tatsache, daß bei den bisherigen Versenkungsaktionen Unfälle vorgekommen sind¹⁹⁾.

3. Arten der Meeresversenkung radioaktiver Abfälle

Will man Vorgänge unter rechtlichen Gesichtspunkten würdigen und werten, oder beabsichtigt man, angemessene Rechtsregeln, ob auf internationaler Ebene oder durch innerstaatliche Gesetzgebung, zu schaffen, so ist zunächst Klarheit zu gewinnen, welche Sachverhalte Gegenstand der Wertung oder Normbildung sein sollen.

Bei der Meeresversenkung im weiteren Sinne geht es - soweit man sieht - um folgende Tätigkeiten oder Sachverhalte:

- Versenkung radioaktiver Abfälle im Meer in Behälter verpackt durch Schiffe oder Flugzeuge;
- Endlagerung radioaktiver Abfälle im Meeresboden;
- Einleitung radioaktiver Abfälle vom Land aus;
- Verbrennung radioaktiver Abfälle auf dem Meer;
- Einbringung radioaktiver Abfälle durch Abluft oder Fortluft.

Rechtlich erheblich ist sodann auch der Ort der Meeresversenkung, nämlich ob die Versenkung oder Beseitigung im Küstenmeer, in der Anschlußzone, auf oder in dem Festlandsockel, auf oder in der Hohen See, auf oder in dem Meeresboden vorgenommen wird.

II. Die Zulässigkeit der Meeresversenkung radioaktiver Abfälle nach Völkerrecht

1. Internationale Übereinkommen zum Schutz der Meeresumwelt

Erst nach dem zweiten Weltkrieg wird der Grundsatz der Meeresfreiheit und seine Einschränkung, daß nämlich die Hohe See nicht in gemeinschädlicher Weise benutzt werden darf, konkretisiert durch den Abschluß internationaler Verträge. Diese Konkretisierungen wurden zunächst auf dem dringend zu regelnden Gebiet der Meeresverschmutzung durch Kohlenwasserstoffe, also durch Öl, infolge der zunehmenden Schifffahrt, vor allem der Tankerflotten völkerrechtlich vereinbart. Im Verlaufe der sechziger Jahre entwickelte sich auch international ein Umweltbewußtsein, das hinsichtlich der Meeresreinhaltung in den siebziger Jahren zu dem Abschluß einer ganzen Reihe von internationalen Verträgen führte²⁰⁾. Diese Übereinkommen beziehen sich zum großen Teil ausdrücklich oder indirekt auch auf die Meeresversenkung radioaktiver Abfälle. In der folgenden Übersicht sollen die einzelnen Übereinkommen kurz skizziert werden, um einen Gesamtüberblick über die gegenwärtige Rechtslage zu gewinnen. Dabei muß beachtet werden, für welchen geographischen und sachlichen Bereich die zu nennenden Konventionen Anwendung finden,

ob es sich um weltweite oder nur um regionale Übereinkommen handelt²¹⁾, ob sie die Meeresverschmutzung durch Schiffe, Flugzeuge oder vom Land aus betreffen oder ob sie alle möglichen Versenkungsmodalitäten regeln. Übrigens ist zu beachten, daß es bisher eine Spezialkonvention über die Beseitigung radioaktiver Abfälle weltweit oder auf regionaler Ebene nicht oder noch nicht gibt. Zu betonen ist auch, daß die Entwicklung der internationalen Gesetzgebung durch Vertragsschließung auf diesem Gebiet noch nicht abgeschlossen ist und die Vereinbarung^{weiterer}, vor allem auch regionaler Meeresschutzkonventionen erwartet werden kann. Einen erheblichen Einfluß auf die bestehenden internationalen Regelungen wird auch ein erfolgreicher Abschluß der III. Seerechtskonvention der Vereinten Nationen durch die Annahme eines umfassenden Seerechtsübereinkommens haben. Im Augenblick ist jedoch noch ungewiß, ob eine solche geplante Gesamtkodifikation des Seerechts zustande kommen wird.

a) Internationale Übereinkommen zur Verhütung der Verschmutzung der See durch Öl

Obwohl sie keine speziellen Regelungen für die Einbringung radioaktiver Stoffe in das Meer enthalten, sollen in dieser Übersicht die internationalen Übereinkommen über die Meeresverschmutzung durch Öl genannt werden, vor allem auch deshalb, weil die Bestimmungen in diesen Übereinkommen gewissen Vorbildcharakter für die übrigen Meeresschutzübereinkommen gehabt haben und auch in Zukunft hinsichtlich der internationalen Regelung von Einzelfragen der Meeresversenkung radioaktiver Stoffe haben könnten (z. B. auf dem Gebiet des Verhaltens bei Unfällen, Haftung für Schäden). Es sind die folgenden Konventionen zu nennen:

- Internationales Übereinkommen vom 12. Mai 1954 zur Verhütung der Verschmutzung der See durch Öl²²⁾;
- Änderungen vom 11. April 1962 durch die Schlußakte der Konferenz der Vertragsregierungen des Internationalen Übereinkommens von 1954 zur Verhütung der Verschmutzung der See durch Öl²³⁾;

- Änderungen vom 21. Oktober 1969 und vom 12. Oktober 1971 des Internationalen Übereinkommens zur Verhütung der Verschmutzung der See durch Öl von 1954²⁴⁾;
- Übereinkommen vom 9. Juni 1969 zur Zusammenarbeit bei der Bekämpfung von Ölverschmutzungen der Nordsee²⁵⁾;
- Internationales Übereinkommen vom 29. November 1969 über Maßnahmen auf Hoher See bei Ölverschmutzungs-Unfällen²⁶⁾;
- Internationales Übereinkommen vom 29. November 1969 über die zivilrechtliche Haftung für Ölverschmutzungsschäden²⁷⁾;
- Internationales Übereinkommen vom 18. Dezember 1971 über die Errichtung eines Internationalen Fonds zur Entschädigung für Ölverschmutzungsschäden²⁸⁾.

b) Übereinkommen vom 29. April 1958 über die Hohe See (Genfer Übereinkommen)

Auf der ersten Seerechtskonferenz der Vereinten Nationen im Jahre 1958 wurden vier internationale Seerechtskonventionen abgeschlossen (über das Küstenmeer und die Anschlußzone, über die Hohe See, über die Fischerei und die Erhaltung der lebenden Schätze der Hohen See sowie über den Festlandsockel). Das Übereinkommen über die Hohe See²⁹⁾ enthält internationale Bestimmungen über die Verhütung der Verschmutzung der Meere und erstmals auch über die Versenkung radioaktiver Stoffe.

c) Konferenz der Vereinten Nationen über die menschliche Umwelt, Stockholm 1972

Auf Grund der Resolution der Generalversammlung der Vereinten Nationen 2850 (XXVI) fand vom 5. bis 16. Juni 1972 in Stockholm die Konferenz der Vereinten Nationen über die menschliche Umwelt statt, an der 113 Staaten teilnahmen. Diese Konferenz hatte nicht das Ziel, einen völkerrechtlich verbindlichen Vertrag über alle Probleme des internationalen Umweltschutzes zu vereinbaren. Verab-

schiedet wurden vielmehr eine Deklaration (mit einer Präambel und 26 Prinzipien des Umweltschutzes) sowie ein Aktionsplan für den Umweltschutz mit 109 Empfehlungen³¹⁾. Die Konferenz hat sich bei ihren Verhandlungen selbstverständlich auch mit der Meeresverschmutzung befaßt, und einige der Prinzipien (Nr. 2, 3, 6, 7, 17, 21, 22 und 24) und der Empfehlungen (Nr. 86 bis 94) beziehen sich mittelbar oder unmittelbar auch auf die Meeresverschmutzung (Marine Pollution) und betreffen auch die Versenkung radioaktiver Abfälle.

- d) Übereinkommen vom 15. Februar 1972 zur Verhütung der Meeresverschmutzung durch das Einbringen durch Schiffe und Luftfahrzeuge (Oslo-Übereinkommen)

Das Oslo-Übereinkommen vom 15. Februar 1972³²⁾ bezieht sich sachlich nur auf die Meeresverschmutzung durch Einbringen von Abfällen durch Schiffe und Luftfahrzeuge. Es ist geographisch beschränkt auf den Nordostatlantik (ohne die Ostsee und das Mittelmeer) und gilt sowohl für die Hohe See als auch für das Küstenmeer. Die genaue Abgrenzung des Geltungsbereichs findet sich in Art. 2 des Übereinkommens. Die Vertragsparteien haben sich gegenseitig verpflichtet, "alle nur möglichen Maßnahmen zu treffen, um die Meeresverschmutzung durch Stoffe zu verhüten, welche die menschliche Gesundheit gefährden, die lebenden Schätze sowie die Tier- und Pflanzenwelt des Meeres schädigen, die Annehmlichkeiten der Umwelt beeinträchtigen oder sonstige rechtmäßige Nutzungen des Meeres behindern könnten" (Art. 1). Diese Oslo-Konvention nennt zwar radioaktive Stoffe nicht ausdrücklich, bezieht sich aber nach dem Wortlaut des Art. 1 auch auf sie. Dieses Übereinkommen ist bisher von elf Staaten ratifiziert worden und am 7. April 1974 völkerrechtlich in Kraft getreten³³⁾.

- e) Übereinkommen vom 29. Dezember 1972 über die Verhütung der Meeresverschmutzung durch das Einbringen von Abfällen und anderen Stoffen (Londoner Übereinkommen)

Das Londoner Übereinkommen von 1972³⁴⁾ ist bisher das bedeutendste, differenzierteste, auf weltweiter Ebene abgeschlossene Meeresumweltschutzvertragswerk, das insbesondere auch die Beseitigung radio-

aktiver Abfälle in seine Regelungen ausdrücklich einbezieht. Es ist dem wenige Monate desselben Jahres vorher abgeschlossenen Regionalübereinkommen von Oslo nachgebildet und mit der Intention der weltweiten Geltung abgeschlossen. Es bezieht gleichfalls das Küstenmeer in den Geltungsbereich mit ein; nur die inneren Gewässer der Staaten sind ausgeschlossen. Das Londoner Übereinkommen beschränkt sich ebenfalls - ohne daß dieses in der Vertragsüberschrift genügend zum Ausdruck kommt - im wesentlichen auf das Einbringen von Abfällen und sonstigen Stoffen von Schiffen und Luftfahrzeugen sowie von Plattformen oder sonstigen auf See befindlichen Bauwerken aus, einschließlich der auf See vorgenommenen Beseitigung dieser Fahrzeuge und Bauwerke selbst (Art. III des Londoner Übereinkommens). Diese Konvention ist völkerrechtlich am 30. April 1975 in Kraft getreten und gilt bisher für 42 Staaten³⁵⁾.

f) Protokoll vom 2. November 1973 über Maßnahmen auf der Hohen See in Fällen der Meeresverschmutzung durch andere Stoffe als Öl

Dieses im Rahmen der IMCO 1973 abgeschlossenen Protokoll³⁶⁾ ist eine Zusatzvereinbarung zum Internationalen Übereinkommen von 1969 über Maßnahmen auf Hoher See bei Ölverschmutzungs-Unfällen³⁷⁾, dehnt die in dem Übereinkommen von 1969 vorgesehenen Maßnahmen auch auf andere gefährliche Substanzen als Öl aus. Dieses Protokoll ist bisher völkerrechtlich noch nicht in Kraft getreten und auch von der Bundesrepublik Deutschland noch nicht ratifiziert worden.

g) Übereinkommen vom 22. März 1974 über den Schutz der Meeresumwelt des Ostseegebiets (Helsinki-Übereinkommen)

Dieses Übereinkommen ist nach einer Einladung der finnischen Regierung auf einer Diplomatischen Konferenz der Anliegerstaaten der Ostsee im März 1974 abgeschlossen worden. Vertragsparteien sind Dänemark, die Bundesrepublik Deutschland, die DDR, Finnland, Polen, Schweden und die UdSSR. Das Übereinkommen tritt völkerrechtlich in Kraft, wenn alle genannten Vertragsstaaten ihre Ratifikationsurkunden

hinterlegt haben und zwei weitere Monate vergangen sind (Art. 27). Diese Voraussetzung waren im Frühjahr 1980 erfüllt. Das Helsinki-Übereinkommen ist ein Regionalabkommen und bezieht sich nur auf die Ostsee (einschließlich des Bottnischen Meerbusens, des Finnischen Meerbusens und des Skagerraks südlich eines bestimmten festgelegten Breitengrades). Es findet Anwendung auf die Hohe See; die Vertragsstaaten haben sich jedoch auch verpflichtet, die Bestimmungen auf die Küstengewässer anzuwenden (Art. 4). Die Hauptverpflichtung der Vertragspartner besteht darin, einzeln oder gemeinsam alle geeigneten Gesetzgebungs-, Verwaltungs- oder sonstigen einschlägigen Maßnahmen zu treffen, um die Verschmutzung zu verhüten und zu verringern und die Meeresumwelt des Ostseegebiets zu schützen und zu pflegen (Art. 3). Diese Verpflichtung bezieht sich sowohl auf die Verschmutzung von Land aus wie auf das Einbringen von Abfällen (einschließlich der radioaktiven Abfälle) und anderer Stoffe durch Schiffe, Flugzeuge, Plattformen und sonstige auf See errichtete Bauwerke sowie die vorsätzliche Beseitigung dieser Fahrzeuge und Bauwerke. Von der Bundesrepublik Deutschland ist das Helsinki-Übereinkommen 1979 ratifiziert worden; das Zustimmungsgesetz wurde am 30. November 1979 verkündet³⁸⁾.

h) Übereinkommen vom 4. Juni 1974 zur Verhütung der Meeresverschmutzung vom Lande aus (Pariser Übereinkommen)

Dieser völkerrechtliche Vertrag wurde auf einer Diplomatischen Konferenz in Paris im Juni 1974 ausgehandelt und abgeschlossen³⁹⁾ und ist am 6. Mai 1978 (nach Hinterlegung der 7. Ratifikationsurkunde) in Kraft getreten. Vertragspartner ist auch die EWG⁴⁰⁾. Die Bundesrepublik Deutschland hat das Übereinkommen bisher nicht ratifiziert. Das Pariser Übereinkommen ist das komplementäre Gegenstück zur Oslo-Konvention von 1972 und gilt für dasselbe Seegebiet einschließlich des Küstenmeeres und der Gewässer auf der landwärtigen Seite der Basislinien, von denen aus die Breite des Küstenmeeres gemessen wird. Die Vertragsparteien verpflichten sich, die Verschmutzung des Meeresgebietes vom Lande aus notfalls stufenweise zu beseitigen oder zu begrenzen (Art. 4). Eine Sonderbestimmung bezieht sich auf die Meeresverschmutzung durch radioaktive Stoffe (Art. 5).

- i) Übereinkommen vom 16. Februar 1976 zum Schutz des Mittelmeers vor Verschmutzung sowie Protokoll zur Verhütung der Verschmutzung des Mittelmeers durch das Einbringen durch Schiffe und Luftfahrzeuge (Barcelona - Übereinkommen)

Ein weiteres Regionalabkommen wurde im Februar 1976 für das Mittelmeer vereinbart und zwar als Rahmenabkommen mit einem Zusatzprotokoll, das sich auf die Meeresverschmutzung durch das Einbringen von Abfällen und sonstigen Stoffen durch Schiffe und Luftfahrzeuge bezieht⁴¹⁾. Neben diesem Protokoll sind dem Rahmenabkommen weitere Protokolle beigelegt. Ein weiteres Protokoll zur Verhütung der Verschmutzung des Mittelmeers vom Lande aus ist geplant, aber noch nicht abgeschlossen⁴²⁾. Das Barcelona - Übereinkommen mit Protokoll ist bisher noch nicht in Kraft getreten. Es tritt in Kraft, wenn Rahmenübereinkommen und eines der Protokolle von sechs Unterzeichnerstaaten ratifiziert wird. Die EWG ist Vertragspartei des Barcelona - Übereinkommens und des Protokolls⁴⁵⁾.

- j) Kuwait Regional-Übereinkommen vom 24. April 1978 über die Zusammenarbeit zum Schutz der Meeresumwelt vor Verschmutzung sowie Protokoll (Kuwait-Regional-Übereinkommen)

Dieses auf Anregung des Umwelt-Programms der Vereinten Nationen (UNEP) zustande gekommene Meeresschutzübereinkommen für das genau festgelegte Gebiet des Persischen Golfs wurde von folgenden Staaten abgeschlossen: Bahrein, Iran, Irak, Kuwait, Oman, Quator, Saudi-Arabien und Vereinigte Arabische Emirate⁴⁴⁾. Es bezieht sich sowohl auf die Verschmutzung des Meeres von Land aus als auch auf das Einbringen von Abfällen durch Schiffe und Luftfahrzeuge. Der weite Begriff der "Meeresverunreinigung" (marine pollution) schließt auch die Beseitigung radioaktiver Abfälle mit ein.

k) Übereinkommen für den Meeresschutz des Roten Meeres und des Golfs von Aden (Entwurf)

Ein weiteres Regional-Übereinkommen wurde von dem UNEP angeregt⁴⁵⁾, das sich auf das Seegebiet des Roten Meeres und des Golfs von Aden bezieht. Soweit bekannt, ist dieses Übereinkommen jedoch von den in Betracht kommenden Anliegerstaaten noch nicht verabschiedet und unterzeichnet worden.

l) Übereinkommen der III. Seerechtskonferenz über das internationale Seerecht ("Informeller Zusammengefaßter Verhandlungstext", Entwurf)

Auf Grund des Beschlusses der Generalversammlung der Vereinten Nationen vom 16. November 1973⁴⁶⁾ tagt seit dem Dezember 1973 an wechselnden Orten die III. Seerechtskonferenz der Vereinten Nationen. Die 8. Sitzungsperiode fand im Laufe des Jahres 1979 statt. Die 9. Session findet 1980 (27. 2. bis 4. 4. in New York und vom 28. 7. bis 29. 8. 1980 in Genf) statt⁴⁷⁾. Die Konferenz hat sich zum Ziel gesetzt, in einem einzigen umfangreichen Vertragswerk das internationale Seerecht zu kodifizieren⁴⁸⁾. Nachdem von dem Konferenzpräsidenten am Ende der Sitzungsperioden vorgelegten "Informal Composite Negotiating Text"⁴⁹⁾ wird das Vertragswerk, falls es wie geplant in einem Paket verabschiedet wird, eine Präambel und 16 Teile mit über 300 Artikeln nebst sieben Anlagen enthalten. Hauptprobleme der Konferenz sind die Begrenzung (die Breite) des Küstenmeeres, der Inhalt der sogenannten ausschließlichen Wirtschaftszonen, der Festlandsockel, die wissenschaftliche Meeresforschung und vor allem das Meeresbodenregime. Teil XII (Art. 193 bis 238) des Entwurfs, der zur Zeit zur Grundlage der Verhandlungen gemacht wird, regelt in sehr differenzierter Weise auch den Schutz und die Bewahrung der Meeresumwelt. Dieser Teil des Übereinkommensentwurfs wie auch die geplanten Regelungen des Meeresbodenregimes werden auch Einfluß haben auf die Frage der Versenkung radioaktiver Abfälle in das Meer und ihrer Beseitigung im Meeresboden.

Grundsätzlich werden bei dem Abschluß einer umfangreichen Seerechtskonvention die bisherigen seerechtlichen Regelungen (insbesondere die Genfer Übereinkommen von 1958) überholt sein und auch die in der Übersicht genannten Meeresschutzübereinkommen tangiert. Letztere werden unter Umständen geändert und angepaßt werden müssen. Gelegentlich sind in den früheren Übereinkommen gewisse Änderungsvorbehalte im Hinblick auf die Gesamtkodifikation gemacht worden (vgl. Art. 2 des Helsinki-Übereinkommens). Die Bestimmungen des Entwurfs über den Schutz der Meeresumwelt⁵⁰⁾ und über das Regime des Meeresbodens enthalten jedoch bislang keine Spezialregelungen über radioaktive Abfälle. Es ist nicht bekannt, ob in den drei Hauptausschüssen die Frage der Meeresversenkung radioaktiver Abfälle und vor allem auch der Beseitigung im Meeresboden (unter Umständen auch hochaktive Abfälle) behandelt worden sind. Abschließendes über die zukünftige Rechtsentwicklung auf diesem Gebiet läßt sich daher noch nicht sagen.

2. Die Versenkung radioaktiver Abfälle nach den internationalen Meeresumweltschutzübereinkommen

Nach dieser kurzen Skizze der zur Zeit geltenden, vereinbarten und im Entwurf vorliegenden Meeresumweltschutzkonventionen ist nunmehr darzustellen, welche Bestimmungen in diesem Übereinkommen hinsichtlich der Versenkung radioaktiver Abfälle getroffen sind. Dabei ist zunächst als besonders kennzeichnend hervorzuheben, daß die Übereinkommen regelmäßig die allgemeine völkerrechtliche Verpflichtung enthalten, einzeln (durch innerstaatliche Mittel der Gesetzgebung und Verwaltung) oder gemeinsam (d. h. durch internationale Kooperation) alle Ursachen der Verschmutzung der Meeresumwelt zu überwachen und insbesondere alle geeigneten Maßnahmen zur Verhütung oder zur Verringerung der Meeresverschmutzung zu treffen sowie die Meeresumwelt zu schützen und zu pflegen. Im einzelnen weichen diese Allgemeinverpflichtungen im Wortlaut je nach dem spezifischen Zweck der einzelnen Konventionen voneinander ab⁵¹⁾. Kann man diese Verpflichtungen als allgemeine Grundprinzipien der Konventionen bezeichnen, so ist die besondere Regelung dadurch ausgezeichnet, daß die Einbringung

bestimmter Stoffe untersagt wird oder die Staaten verpflichtet werden, sie zu untersagen. Hier werden zwei verschiedene rechtliche Instrumente verwendet: entweder wird die Einbringung bestimmter Stoffe absolut verboten, oder es gilt der Grundsatz des Verbots mit Erlaubnisvorbehalt. Rechtstechnisch verfährt man möglicherweise dabei so, daß die Stoffe, für die ein absolutes Verbot eingeführt wird, in einer bestimmten Liste im Anhang zu dem Übereinkommen aufgeführt werden (sogenannte "Black List", schwarze Liste); die Stoffe, für die nur ein relatives Verbot gilt, deren Einbringung oder Einleitung nur auf Grund einer besonderen Erlaubnis, die von der zuständigen nationalen Behörde unter bestimmten Voraussetzungen erteilt werden kann, in einer zweiten Liste im Anhang (sog. "Grey List", graue Liste)⁵²⁾. Übrigens ist in einzelnen Übereinkommen vorgesehen, daß das absolute Verbot in Fällen der höheren Gewalt und des Notstandes entweder nicht gilt oder aufgehoben werden kann⁵³⁾. Radioaktive Abfälle und radioaktive Stoffe (auch wenn sie nicht Abfälle sind) werden in diese völkerverwaltungsrechtliche Regelung einbezogen.

a) Genfer Übereinkommen über die Hohe See von 1958

Das Genfer Übereinkommen von 1958 enthält hinsichtlich der Meeresreinhaltung und der Meeresversenkung radioaktiver Abfälle eine noch verhältnismäßig vage Bestimmung. Nach Art. 25 Abs. 1 dieses Übereinkommens trifft jeder Staat Maßnahmen, "um die Verseuchung der See durch das Versenken radioaktiver Abfälle zu verhüten; hierbei sind alle technischen Normen und Vorschriften zu berücksichtigen, welche die zuständigen internationalen Organisationen ausgearbeitet haben". Nach Abs. 2 des Art. 25 besteht für alle Staaten die Verpflichtung, "mit den zuständigen internationalen Organisationen bei Maßnahmen" zusammenzuarbeiten, "die verhüten, daß die See und der darüber befindliche Luftraum durch Verwendung radioaktiven Materials oder anderer schädlicher Stoffe verseucht werden"⁵⁴⁾.

b) Oslo-Übereinkommen von 1972

In dem Meeresschutzübereinkommen von Oslo ist davon abgesehen worden, die radioaktiven Abfälle ausdrücklich zu behandeln und in die absolute und in die relative Verbotsliste (Anlage I und Anlage II zum Übereinkommen) aufzunehmen, offenbar in der Absicht, im Hinblick auf die damals geplante ausführliche Regelung in dem Londoner Übereinkommen keine Doppelregelung zu treffen.

c) Londoner Übereinkommen von 1972

Die ausführlichste und differenzierteste Regelung hat bisher die Meeresbeseitigung radioaktiver Abfälle im Londoner Übereinkommen vom 29. Dezember 1972 gefunden. Nach Art. IV Abs. 1 a) des Übereinkommens ist das Einbringen der in Anlage I aufgeführten Abfälle und sonstigen Stoffe verboten. In Anlage I sind unter Nr. 6 aufgeführt:

"Hochgradig radioaktive Abfälle oder sonstige hochgradig radioaktive Stoffe, die aus gesundheitlichen, biologischen oder sonstigen Gründen von dem dafür zuständigen internationalen Gremium, zur Zeit der Internationalen Atomenergie-Organisation, als ungeeignet für das Einbringen ins Meer bezeichnet sind."

Nach Art. IV Abs. 1 b) darf das Einbringen der in Anlage II aufgeführten Abfälle oder sonstigen Stoffe einer vorherigen Sondererlaubnis. Zu diesen Stoffen nach Anlage II gehören gemäß Abschnitt D:

"Radioaktive Abfälle oder sonstige radioaktive Stoffe, die nicht in Anlage I aufgeführt sind. Bei der Erteilung von Erlaubnissen für das Einbringen dieser Stoffe sollen die Vertragsparteien die Empfehlungen des dafür zuständigen internationalen Gremiums, zur Zeit der Internationalen Atomenergie-Organisation, in vollem Umfang berücksichtigen."

Die Urheber und Vertragspartner des Londoner Übereinkommens haben die Kompetenz für die Definition dessen, was unter hochgradig radioaktiver Stoffen und Abfällen zu verstehen ist, auf die IAEA übertragen. Bei der Erteilung der Sondererlaubnis für die Stoffe der Anlage II, also für

alle übrigen radioaktiven Stoffe und Gegenstände, die also "mit besonderer Sorgfalt zu behandeln sind", sollen die Empfehlungen der IAE0 "in vollem Umfang" beachtet werden. Dabei handelt es sich jedoch nicht, wie man aus der deutschen Übersetzung schließen könnte, nur um eine nicht unbedingt zwingende Sollvorschrift, sondern doch wohl eine echte völkerrechtliche Verpflichtung, von der man nur aus zwingenden oder vernünftigerweise gebotenen Gründen abweichen darf.

Die IAE0 hat bereits am 6. Dezember 1974 durch ihren Generaldirektor der britischen Regierung als Depositär des Londoner Übereinkommens "Vorläufige Begriffsbestimmungen und Empfehlungen betreffend die radioaktiven Abfälle und sonstigen radioaktiven Stoffe nach Anhang I und II des Übereinkommens" übermittelt⁵⁵⁾. Diese vorläufigen Definitionen und Empfehlungen sind in den Jahren 1975 bis 1978 von der IAE0 mit Unterstützung kompetenter Beratergruppen und unter Berücksichtigung der Stellungnahmen der Vertragsparteien des Londoner Übereinkommens während ihres ersten und zweiten Consultative Meeting 1976 und 1977 überarbeitet worden und nach Verabschiedung durch den IAE0-Gouverneursrat am 9. 6. 1978 von dem Generaldirektor der IAE0 an die Zwischenstaatliche Beratende Seeschiffahrts-Organisation (IMCO), die inzwischen die Sekretariatsgeschäfte des Londoner Übereinkommens übernommen hatte, übermittelt worden. Dabei hat die IAE0 die IMCO gebeten, diese "Revised Definitions and Recommendations of 1978"⁵⁶⁾ dem 3. Consultative Meeting im Oktober 1978 vorzulegen⁵⁷⁾ und darüber zu informieren, daß diese Begriffsbestimmungen und Empfehlungen in keiner Weise so auszulegen seien, daß dadurch die Meeresversenkung radioaktiver Abfälle von der IAE0 angeregt oder empfohlen werde. Ferner erklärt die IAE0 ihre Bereitschaft, die Fassung 1978 der Begriffsbestimmungen und Empfehlungen im Lichte der technologischen Entwicklung und neuer wissenschaftlicher Kenntnisse zu gegebener Zeit zu überprüfen und zu revidieren. Wegen des Inhalts der neuen Definitionen und Empfehlungen muß auf das IAEA-Dokument INFCIRC/205/Add. 1/Rev. 1 verwiesen werden. Neben den Begriffsbestimmungen für hochgradig radioaktive Abfälle, die nach Alpha-, Beta/Gamma-Strahlern und Tritium unterschieden werden, sind in den Empfehlungen Bestimmungen über die

Umweltbewertung der bestimmten vorgesehenen Versenkungsaktionen, über die Messung und Bewertung der aktuell zu versenkenden Abfälle, über die Umweltbewertung der gesamten Versenkungen des betreffenden Staates und aller übrigen Vertragsstaaten des Übereinkommens sowie über die Operationskontrolle für die Abfallbeseitigung im einzelnen (allgemeine Kontrollvorschriften, Auswahl der Versenkungsorte, Verpackungsvorschriften, Anforderungen an das Schiff und seine Besatzung über begleitende Beamte, über internationale Zusammenarbeit und Beobachtung.

d) Helsinki-Übereinkommen von 1974

In dem Ostsee-Meeresschutzübereinkommen von 1974 sind radioaktive Materialien bisher nur in Anlage II des Vertrages aufgenommen, d.h. sie dürfen nur mit vorheriger Erlaubnis versenkt werden. Spezielle Verbotsnormen für hochaktive radioaktive Abfälle enthält diese Konvention bisher nicht, jedoch dürfte insoweit das Londoner Übereinkommen von 1972 Anwendung finden, sofern es von den Ostsee-Anrainerstaaten ratifiziert wurde (vgl. Art. 21 des Helsinki-Übereinkommens).

e) Pariser Übereinkommen von 1974

Das Pariser Übereinkommen zur Verhütung der Meeresverschmutzung vom Lande aus enthält eine Sonderbestimmung für radioaktive Stoffe in ihrem Art. 5. Danach verpflichten sich die Vertragsparteien, Maßnahmen zur Verhütung und gegebenenfalls Beseitigung der Verschmutzung des Meeresgebiets vom Lande aus durch die in Anhang A Teil III bezeichneten radioaktiven Stoffe (dort heißt es: radioaktive Stoffe einschließlich Abfälle) zu ergreifen. Bei der Erfüllung dieser Vertragsverpflichtung haben die Vertragsparteien unbeschadet ihrer Verpflichtungen auf Grund anderer völkerrechtlicher Verträge die Empfehlungen der internationalen Organisationen und Einrichtungen voll zu berücksichtigen, die von diesen Organisationen und Einrichtungen empfohlenen Überwachungsverfahren zu beachten und ihre Überwachung und Untersuchung radioaktiver Stoffe nach näherer Maßgabe der Artikel 10 und 11 des Pariser Übereinkommens zu koordinieren (Art. 5 Abs. 2).

f) Protokoll zum Barcelona - Übereinkommen von 1976

Nach Artikel 4 des Protokolls zur Verhütung der Verschmutzung des Mittelmeers durch das Einbringen durch Schiffe und Luftfahrzeuge ist die Meeresbeseitigung derjenigen Abfälle und Stoffe, die in Anlage I zu diesem Protokoll aufgeführt sind, ohne die Möglichkeit einer Sondererlaubnis verboten. Nach A.7 der Anlage I gehören dazu Abfälle oder sonstige Stoffe, die von der Internationalen Atomenergie-Organisation als stark, mittelschwach und schwach radioaktiv bezeichnet sind. Danach ist also die IAE0 aufgerufen, besondere Freigrenzestoffe mit einer Aktivitätsgrenze zwischen den schwach radioaktiven Abfällen und den auf Grund einer Sondererlaubnis durch die zuständigen innerstaatlichen Behörden freizugebenden Abfälle, deren Einbringung jedoch besonderer Sorgfalt erfordert, zu bestimmen; entsprechende Festlegungen sind in den Definitionen und Empfehlungen der IAE0 von 1978 bisher noch nicht enthalten. Nach Anlage II Nr. 5 des Protokolls haben die Vertragsparteien bei der Erteilung von Erlaubnissen die Empfehlungen der IAE0 in vollem Umfang zu berücksichtigen.

3. Völkergewohnheitsrecht

Es ist oben bereits ausgeführt worden, daß bereits vor Abschluß der in dem letzten Jahrzehnt zustande gekommenen Meeresschutzübereinkommen der Grundsatz der Meeresfreiheit insoweit durch Völkergewohnheitsrecht eingeschränkt war, als die Meeresnutzung (auch durch Abfallbeseitigung) nicht die Rechte anderer Staaten und ihrer Staatsangehörigen beeinträchtigen durfte⁵⁸⁾. Dieses Gewohnheitsrecht hat sich unserer Auffassung nach durch die Entwicklung des internationalen Umweltschutzbewußtseins, durch die zahlreichen genannten Konventionen, durch die einschlägigen Resolutionen der Vereinten Nationen, die das Meer als "das gemeinsame Erbe der Menschheit" (the Common Heritage of Mankind)⁵⁹⁾ bezeichnen, noch verstärkt. Anhaltspunkte für die Auslegung und Konkretisierung dieses Gewohnheitsrechts, das für Seegebiete anwendbar ist, für die es bisher keine positiven völkervertragsrechtlichen Festlegungen gibt, dürften aus den Umweltschutzprinzipien der Stock-

holmer Deklaration von 1972 und aus den Grundsätzen, die in den einzelnen Meeresschutzübereinkommen festgelegt sind, zu gewinnen sein.

4. Internationale Organisationen und Meeresverschmutzung

a) Vereinte Nationen und Sonderorganisationen

Hinsichtlich des Schutzes der Meeresumwelt besitzen die verschiedenen internationalen Organisationen einen großen Einfluß. Das gilt vor allem für die Anregung, die Ausarbeitung, die Aushandlung, den Abschluß und die Anpassung internationaler Meeresschutzübereinkommen. Auch für die Überwachung der Einhaltung und Erfüllung der in kraft gesetzten völkerrechtlichen Schutzkonventionen üben internationale Organisationen besonders festgelegte Kompetenzen aus. Zu nennen sind hier in erster Linie die Vereinten Nationen mit der Generalversammlung und ihren Ausschüssen und der von ihr einberufenen Stockholmer Konferenz von 1972 und der Seerechtskonferenzen von 1958, 1960 und 1973 bis jetzt. Auf dem Gebiet der Überwachung der Meeresradioaktivität kommt dem United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR) eine Sachkompetenz zu. Seit der Stockholmer Konferenz von 1972 gibt vor allem das United Nations Environmental Programme (UNEP) Anregungen für den Abschluß von internationalen Übereinkommen, namentlich auf regionaler Ebene. Bei den Vereinten Nationen ist Anfang der siebziger Jahre zur Vorbereitung internationaler Regelungen eine "Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Pollution" (GESAMP) aus Vertretern der IAEA, der IMCO, der FAO, der UNESCO, der WMO und der WHO gebildet worden⁶⁰⁾.

b) Internationale Meeresschutzkommissionen

Die in der Regel durch diplomatische Konferenzen abgeschlossenen internationalen Meeresschutzübereinkommen bedürfen zwecks Überwachung der Einhaltung der Vertragsbestimmungen, zur Anpassung der Übereinkommensbestimmungen an die technische, wissenschaftliche und tatsächliche Entwicklung sowie zur Führung der Sekretariatsgeschäfte einer besonderen Organisation. Sofern nicht bereits bestehende Organisationen mit diesen Aufgaben betraut werden (z. B. hinsichtlich

des Londoner Übereinkommens die IMCO) sind durch die Konventionen besondere Kommissionen als zwischenstaatliche Organisationen begründet worden. So sind eine Oslo-Kommission durch das Übereinkommen vom 15. 2. 1972 (Art. 16 ff.)⁶¹⁾, eine Paris-Kommission durch das Übereinkommen vom 4. 6. 1974 (Art. 15 ff.)⁶²⁾ und eine "Kommission zum Schutze der Meeresumwelt der Ostsee" durch das Helsinki-Übereinkommen vom 22. 3. 1974 (Art. 12 ff.)⁶³⁾ errichtet worden. Die Vertragsparteien des Barcelona-Übereinkommens vom 16. 2. 1976⁶⁴⁾ haben das Umweltprogramm der Vereinten Nationen mit der Führung der Sekretariatsgeschäfte beauftragt (Art. 13); die Vertragsparteien halten jedoch auch regelmäßig alle zwei Jahre ordentliche Sitzungen ab; unter bestimmten Voraussetzungen können auch außerordentliche Sitzungen anberaumt werden.

c) Internationale Atomenergie-Organisation (IAEO)

Für die Spezialfragen der Meeresversenkung radioaktiver Stoffe besitzt die Internationale Atomenergie-Organisation eine natürliche Sachzuständigkeit. Die IAEO hat sich bereits bald nach ihrer Errichtung 1956/57 mit den Fragen der Meeresversenkung radioaktiver Stoffe befaßt und schon 1961 in ihrer Safety Series den Bericht eines ad hoc-Panels über radioaktive Abfallbeseitigung ins Meer veröffentlicht (Brynielsson-Report)^{64a)}. Schon 1959 fand auf Initiative der IAEO in Monaco eine wissenschaftliche Konferenz über die Beseitigung radioaktiver Abfälle statt, die auch die Meeresversenkung behandelte. Ein Symposium über die Beseitigung radioaktiver Abfälle ins Meer, in die Ozeane und in Oberflächengewässer wurde von der IAEO im Mai 1966 veranstaltet, und für den Oktober 1980 ist in Wien ein weiteres internationales Symposium über die Beseitigung von Radionukliden in die Meeresumwelt durch die IAEO vorgesehen.

Mit der Ausarbeitung und Veröffentlichung von Definitionen und Empfehlungen für die Meeresbeseitigung ist die IAEO - wie im einzelnen dargelegt - von den Vertragsparteien des Londoner Übereinkommens und des Barcelona-Übereinkommens ausdrücklich beauftragt worden.

d) Kernenergieagentur (NEA) der Organisation für Wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung (OECD)

Nach Art. VIII des Londoner Übereinkommens von 1972 haben die Vertragsparteien verabredet, zur Förderung der Meeresumweltschutzziele regionale Übereinkünfte zur Verhütung der Verschmutzung, insbesondere durch das Einbringen von Abfallstoffen und sonstiger Stoffe, abzuschließen und mit den Vertragsparteien solcher Regionalabkommen zusammenzuarbeiten, um verbindliche, abgestimmte Verfahren für Meeresabfallversenkungen festzulegen. Eine solche regionale Zusammenarbeit ist bereits seit 1965 durch die Europäische Kernenergie-Agentur (ENEA) und jetzige Kernenergie-Agentur (NEA) der OECD entwickelt worden. Die Meeresversenkungsoperationen in den Jahren 1967, 1969 und seit 1971, auf die oben hingewiesen wurde⁶⁵⁾, beruhten formell auf einer Entscheidung des Direktionsausschusses der ENEA vom Juni 1966, der sich auf gründliche Vorarbeiten einer Expertengruppe stützte, die seit Februar 1965 Voruntersuchungen hinsichtlich der Gefahrenbeurteilungen und der Auswahl des geeigneten Seegebiets unternommen hatte. Auf der Grundlage der Entscheidung des Direktionsausschusses der ENEA wurden sodann die näheren Bedingungen der Versenkungsaktionen von der Executive Group der ENEA festgelegt und mit den Mitgliedstaaten, die sich an den Versenkungsaktionen beteiligen wollten, im einzelnen abgesprochen⁶⁶⁾. Rechtlich zu beachten ist, daß die Teilnahmestaaten zur Übernahme dieser Versenkungsvoraussetzungen und -bedingungen nicht verpflichtet waren, sondern sie freiwillig übernommen hatten.

Im Jahre 1977 ist nunmehr für das Verfahren der gemeinsamen Meeresversenkung radioaktiver Abfälle im Rahmen der NEA-OECD durch die Entscheidung des Rates vom 22. Juli 1977 eine neue, formelle Grundlage geschaffen worden⁶⁷⁾, wobei vor allem auf die Bestimmungen des Londoner Übereinkommens von 1972 sowie auf die Definitionen und Empfehlungen der IAEA zu diesem Übereinkommen Bezug genommen wurde. Mit dieser Ratsentscheidung, die sich auf Art. 5, 6 und 7 des Übereinkommens über die Organisation für Wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung (OECD) vom 14. Dezember 1960⁶⁸⁾ stützt, wird ein "multilateraler Beratungs- und Überwachungsmechanismus für die Meeresversenkung radioaktiver Abfälle" eingeführt mit dem Ziel, die Zwecke des Londoner Übereinkommens zu fördern (Art. 1). Die Ratsentscheidung ist gemäß Art. 5 Abs. a) in Verbindung mit Art. 6 Abs. 2 des OECD-Übereinkommens für alle Mit-

gliedstaaten bindend, die der Ratsentscheidung zugestimmt haben (vgl. auch Art. 10 Abs. a) der Ratsentscheidung vom 22. 7. 1977)⁶⁹⁾. Bisher haben 20 OECD-Länder die Ratsentscheidung als für sich bindend anerkannt, die Bundesrepublik Deutschland und Finnland jedoch die Annahme unter dem Vorbehalt der vorherigen Erfüllung verfassungsrechtlicher oder verwaltungsrechtlicher Voraussetzungen. Nicht verbindlich ist die Ratsentscheidung bisher für die OECD-Mitglieder Australien, Japan, Neuseeland und Österreich. Japan beabsichtigt die spätere Annahme der Entscheidung.

Der Inhalt der Ratsentscheidung ist wie folgt zusammenzufassen:

- Schaffung internationaler verbindlicher Regeln für die Meeresbeseitigung radioaktiver Abfälle;
- Einrichtung eines internationalen Konsultationsverfahrens hinsichtlich der Anwendung von Vorschriften für Versenkungsoperationen;
- internationale Überwachung der Versenkungsaktionen, deren Durchführung unter nationaler Verantwortung verbleibt.

Es ist in der Ratsentscheidung (Art. 2) vorgesehen, daß die NEA Standards, Richtlinien sowie Empfehlungen für die Praxis und das Verfahren der sicheren Meeresversenkung radioaktiver Abfälle herausgibt und laufend im Lichte der gewonnenen Erfahrungen überprüft. Auf Grund dieser Bestimmung hat die NEA im April 1979 bereits zwei Richtlinien herausgegeben: "Guidelines for Sea-Dumping Packages of Radioactive Waste. Prepared by a NEA-Group of Experts. Revised Version"; (die erste Fassung dieser Richtlinien war bereits 1974 herausgegeben worden);

- Recommended Operational Procedures for Sea-Dumping of Radioactive Waste.

Von dem Erlaß der ebenfalls in Art. 2 der Ratsentscheidung vorgesehenen "Guidelines for the Identification of Suitable Dumping Sites" hat die NEA bisher abgesehen, da die Auswahlkriterien für Versenkungsgebiete ⁱⁿ den IAE0-Empfehlungen⁷⁰⁾ zur Zeit für ausreichend angesehen und im übrigen durch die IMCO weitere Richtlinien vorbereitet werden⁷¹⁾.

Über die Mitteilungspflichten der beteiligten Staaten an die NEA enthält Art. 3 der Entscheidung eine ausführliche Regelung, über die Informationspflichten des NEA-Sekretariats an die Teilnehmerstaaten Art. 4. Nach Art. 5 sind die zuständigen Behörden der an einer Versenkungsaktion beteiligten Staaten verpflichtet, einen oder mehrere Begleitbeamten zu ernennen, die die Versenkungsoperation zu überwachen haben. Die NEA wird dafür auf Anfrage geeignete, fachkundige Personen benennen. Diese Beamte müssen mit den erforderlichen Kompetenzen ausgestattet werden, die sich aus den IAE0-Definitionen und Empfehlungen und aus den Richtlinien der NEA ergeben. Die internationale Überwachung aller Versenkungsaktionen der Teilnehmerstaaten durch die NEA durch die Bestellung eines Vertreters dieser Organisation, seine Kompetenzen, vor allem auch im Verhältnis zu den Begleitbeamten der Teilnahmestaaten wird im einzelnen in Art. 6 bestimmt. Nach Art. 7 führt das NEA-Sekretariat ein Register über alle versenkten radioaktiven Abfälle (Art, Menge, Versenkungsort, -zeit und -methode).

Unbeschadet der Verpflichtungen, die sich aus der Anwendung der Bestimmungen dieses OECD-Ratsbeschlusses ergeben, sind für die einzelnen Versenkungsaktionen die einzelnen beteiligten Staaten verantwortlich; die innerstaatlichen Rechtsvorschriften des Seerechts und des Atom- und Strahlenschutzrechts bleiben anwendbar und werden durch die Bestimmungen der OECD-Entscheidung nicht verdrängt.

e) Europäische Gemeinschaften

Das Aktionsprogramm der EG für den Umweltschutz vom 22. November 1973⁷²⁾ sieht insbesondere auch Maßnahmen vor, die das absichtliche Versenken von Abfällen im Meer einer Kontrolle unterwerfen. Gemäß diesem Programm hat die EG-Kommission dem Rat am 12. Januar 1976 auch den Vorschlag einer Richtlinie über die Versenkung von Abfällen im Meer vorgelegt⁷³⁾. Der Richtlinienentwurf bezieht sich auch auf radioaktive Abfälle (Art. 4 und 5 sowie Anhang I und II). Zur Verabschiedung und Inkraftsetzung einer solchen Richtlinie ist es bisher nicht gekommen.

Wie erwähnt ist die EWG Vertragspartner des Pariser Übereinkommens und des Barcelona-Übereinkommens geworden. Ein ursprünglich beabsichtigter Beitritt zur Oslo-Konvention und zum Londoner-Übereinkommen ist noch nicht realisiert worden.

Bei Meeresversenkungen radioaktiver Abfälle durch Mitgliedstaaten der Europäischen Atomgemeinschaft ist im übrigen Art. 37 des Euratom-Vertrages zu beachten⁷⁴⁾. Danach sind die Mitgliedstaaten verpflichtet der EG-Kommission über jeden Plan zur Ableitung radioaktiver Stoffe aller Art die allgemeinen Angaben zu übermitteln, auf Grund deren festgestellt werden kann, ob die Durchführung dieses Plans eine radioaktive Verseuchung des Wassers, des Bodens oder des Luftraumes eines anderen Mitgliedstaates verursachen kann. Nach Anhörung der Sachverständigengruppe nach Artikel 31 des Euratom-Vertrages gibt die Kommission sodann innerhalb einer Frist von einem halben Jahr ihre Stellungnahme zu dem Plan ab. Eine solche Stellungnahme hätte jedoch keine verbindliche Wirkung, sondern nur empfehlenden Charakter (vgl. Art. 161 Abs. 5 des Euratom-Vertrages). Hinsichtlich des radioaktiven Gehalts der Luft, des Wassers und des Bodens kann die EG-Kommission an die Mitgliedstaaten Empfehlungen richten (Art. 38 Abs. 1 des EAGV) und hat in dringenden Fällen eine Richtlinie zu erlassen, mit der sie den betreffenden Mitgliedstaat aufgibt, innerhalb einer bestimmten Frist alle erforderlichen Maßnahmen zu treffen, um eine Überschreitung der Grundnormen nach Art. 30 des Vertrages zu vermeiden und die Beachtung der Vorschriften zu gewährleisten (Art. 38 EAGV). Daraus ergibt sich, daß die Mitgliedstaaten bei der Meeresversenkung radioaktiver Abfälle auch an die Euratom-Grundnormen für den Strahlenschutz nach Art. 30 EAGV gebunden sind⁷⁵⁾. Danach sind die Mitgliedstaaten insbesondere verpflichtet, durch innerstaatliche verbindliche Rechts- und Verwaltungsvorschriften die Beseitigung radioaktiver Stoffe einer Anzeige- oder Genehmigungspflicht zu unterwerfen (Art. 3 der Euratom-Grundnormen). Diese Verpflichtung bezieht sich auch auf die Meeresversenkung radioaktiver Abfälle.

III. Die Zulässigkeit und die Voraussetzungen der Meeresversenkung radioaktiver Abfälle nach innerstaatlichem Recht

1. Transformation des Völkerrechts in innerstaatliches Recht

Geht man von der herrschenden dualistischen Theorie im Verhältnis von Völkerrecht und Landesrecht aus⁷⁶⁾, so bedürfen völkerrechtliche Verpflichtungen der Staaten untereinander zur innerstaatlichen Bindungswirkung einer Transformation in innerstaatliches Recht oder eines innerstaatlichen Anwendungsbefehls. Das gilt auch für die völkerrechtlichen Verträge, die den Schutz der Meeresumwelt zum Gegenstand haben, und namentlich für die Beseitigung radioaktiver Abfälle im Meer. Völkerrechtliche Verträge bedürfen nach Art. 59 Abs. 2 des Grundgesetzes (GG) der Zustimmung oder der Mitwirkung der jeweils für die Bundesgesetzgebung zuständigen Körperschaften u. a. dann, wenn sich Verträge auf die Gegenstände der Bundesgesetzgebung beziehen, also Rechte und Pflichten der Staatsangehörigen bei der innerstaatlichen Anwendung der völkerrechtlichen Verpflichtungen begründet werden. Ein solches Zustimmungsgesetz ist ferner auch Voraussetzung für die Ratifikation, die von der Zustimmung begrifflich zu trennen ist, und die sodann durch den zuständigen Bundesminister als Voraussetzung für die völkerrechtliche Wirksamkeit erklärt wird. Von den in der obigen Übersicht genannten Meeresumweltschutzübereinkommen hat die Bundesrepublik Deutschland bisher das Oslo-Übereinkommen, das Londoner Übereinkommen sowie das Helsinki-Übereinkommen auf Grund der betreffenden Zustimmungsgesetze⁷⁷⁾ ratifiziert. Das Barcelona-Übereinkommen ist von der Bundesrepublik Deutschland bisher weder unterzeichnet noch ratifiziert worden, das Pariser Übereinkommen ist zwar unterzeichnet, aber noch nicht ratifiziert. Nach Art. 59 Abs. 2 GG dürfte zur innerstaatlichen Wirksamkeit der OECD-Ratsentscheidung von 1977 ebenfalls ein Zustimmungsgesetz erforderlich sein. Auch die Bundesregierung ist offensichtlich dieser Auffassung, da sie der OECD einen entsprechenden Vorbehalt erklärt hat. Soweit ersichtlich, ist das Gesetzgebungsverfahren jedoch noch nicht eingeleitet worden. Dabei wird es vor allem darum gehen, die adäquaten seerechtlichen und atomrechtlichen Durchführungsvorschriften und Ermächtigungen für den Erlass von Rechtsverordnungen zu formulieren.

2. Seerechtliche Vorschriften

Die Meeresversenkung radioaktiver Abfälle ist nach dem innerstaatlichen Recht der Bundesrepublik Deutschland zunächst unter seerechtlichen und seeschifffahrtsrechtlichen Gesichtspunkten zu betrachten. Nach Art. 74 Nr. 21 GG besitzt der Bund die konkurrierende Gesetzgebung auf dem Gebiet der Hochsee- und der Küstenschifffahrt. Nach dem Gesetz über die Aufgaben des Bundes auf dem Gebiet der Seeschifffahrt in der Fassung vom 30. Juni 1977⁷⁸⁾ obliegen dem Bund auf der Hohen See die Schifffahrtspolizei hinsichtlich der Schiffe, die die Bundesflagge führen, sowie Vollzugsmaßnahmen zur Erfüllung völkerrechtlicher Verpflichtungen, schließlich auch die Überwachung des Meerwassers auf Radioaktivität. Zuständige Behörden sind für die Hohe See der Bundesgrenzschutz, für die Meerwasser-Überwachung das Deutsche Hydrographische Institut.

Hinsichtlich der Verhütung der Meeresverunreinigung enthalten die Zustimmungsgesetze vom 21. 9. 1972, 11. 12. 1977 und 30. 11. 1979 (zum Übereinkommen über die Hohe See sowie zu den Oslo-, London- und Helsinki-Übereinkommen) innerstaatliche Durchführungsvorschriften, insbesondere Ermächtigungen an die Bundesregierung für den Erlass von Rechtsverordnungen. Nach § 2 des Zustimmungsgesetzes vom 11. 2. 1977 wird das Einbringen oder Einleiten von Stoffen in die Hohe See durch ein Schiff oder Luftfahrzeug, das berechtigt ist, die Bundesflagge oder das Staatszugehörigkeitszeichen der Bundesrepublik Deutschland zu führen, durch ein Schiff oder Luftfahrzeug, das im Geltungsbereich dieses Gesetzes mit den einzubringenden oder einzuleitenden Stoffen beladen worden ist oder durch eine feste oder schwimmende Plattform oder Vorrichtung, die zur Erforschung und Ausbeutung der Vorkommen des Festlandssockels der Bundesrepublik Deutschland eingesetzt wird, von einer Erlaubniserteilung abhängig gemacht, wobei allerdings Befreiungsmöglichkeiten vorgesehen sind. Für die Erlaubniserteilung ist das Deutsche Hydrographische Institut zuständig (Art. 6). Art. 2 Abs. 2 des Gesetzes vom 11. 2. 1977 enthält Voraussetzungen für

die Erteilung der Erlaubnis, auf die im übrigen kein Rechtsanspruch besteht. Die Erlaubnis darf nur erteilt werden, wenn zwei Voraussetzungen kumulativ vorliegen; bei den Stoffen, die eingebracht oder eingeleitet werden sollen, muß es sich um solche handeln, die nicht ohne Beeinträchtigung des Wohls der Allgemeinheit oder nur mit unverhältnismäßig hohem Aufwand an Land beseitigt werden können (also Bedürfnisprinzip und Subsidiaritätsprinzip); es darf ferner nicht zu besorgen sein, daß durch das Einbringen oder Einleiten nachteilige Veränderungen der Beschaffenheit des Meerwassers eintreten können, die die menschliche Gesundheit gefährden, die lebenden Bestände sowie die Tier- und Pflanzenwelt des Meeres schädigen, die Erholungsmöglichkeiten beeinträchtigen oder sonstige rechtmäßige Nutzungen des Meeres behindern und die nicht durch Bedingungen oder Auflagen verhütet oder ausgeglichen werden können. Eine nachteilige Veränderung der Beschaffenheit des Meerwassers ist insbesondere dann zu besorgen, wenn Stoffe eingebracht oder eingeleitet werden sollen, die in den Anlagen I des Oslo-Übereinkommens und des Londoner Übereinkommens aufgeführt sind (Art. 3 Abs. 3). Nach Art. 3 Abs. 4 darf, sofern zwingende öffentliche Interessen für das Einbringen oder Einleiten von Stoffen in die Hohe See sprechen, die Erlaubnis auch für solche Stoffe erteilt werden, die ohne Beeinträchtigung des Wohls der Allgemeinheit oder ohne unverhältnismäßig hohen Aufwand an Land beseitigt werden können oder durch deren Einbringung oder Einleitung eine nachteilige Veränderung der Beschaffenheit des Meerwassers zu besorgen ist.

Die Bundesregierung hat von der Verordnungsermächtigung bisher nur insoweit Gebrauch gemacht, als in der Hohe-See-Einbringungsverordnung vom 7. Dezember 1977⁷⁹⁾ neben der Regelung der Verwaltungskosten und der Ordnungswidrigkeiten besondere Nachweispflichten im Zusammenhang mit der Durchführung von Einbringungsvorhaben vorgeschrieben werden (§ 1 der Verordnung vom 7. 12. 1977). Im übrigen ist das Verfahren

für die Erteilung von Erlaubnissen durch die Hohe-See-Einbringungsverwaltungsvorschrift vom 22. Dezember 1977⁸⁰⁾ sehr eingehend festgelegt worden. Hervorzuheben ist, daß im Hinblick auf die Prüfung der Beseitigungsmöglichkeiten an Land dem Umweltbundesamt eine Feststellungskompetenz zukommt; die Feststellung des Umweltbundesamtes ist für das Deutsche Hydrographische Institut als Erlaubnisbehörde bindend. Die Prüfung der Auswirkungen auf das Meerwasser erfolgt durch das Deutsche Hydrographische Institut. Für die Erarbeitung der Entscheidungen sowohl des Umweltbundesamtes wie auch des Deutschen Hydrographischen Instituts sind die Stellungnahmen der zuständigen Bundes- und Landesbehörden einzuholen.

In den Zustimmungsgesetzen vom 21. 9. 1972 (Art. 2 Abs. 4 Nr. 1) und vom 11. 2. 1977 (Art. 12 Nr. 1) ist bestimmt, daß das Atomgesetz durch die Vorschriften der Zustimmungsgesetze nicht berührt werde. Diese Formel ist dahin auszulegen, daß die Vorschriften des Atomgesetzes einschließlich der Rechtsverordnungen zum Atomgesetz (insbesondere der Strahlenschutzverordnung) durch die später erlassenen und besonderen Vorschriften über die Meereseinbringung und -versenkung nicht ersetzt oder verdrängt werden, sondern beide Vorschriften nebeneinander gelten. Sofern radioaktive Stoffe oder Abfälle im Meer versenkt werden sollen, sind die seerechtlichen und die atomrechtlichen Voraussetzungen zu erfüllen.

Anzumerken ist, daß die für die Hohe-See-Einbringung geltenden Rechtsvorschriften nicht für das Küstenmeer gelten. Auf die Abfalleinbringung und -versenkung im Küstenmeer finden das Wasserhaushaltsgesetz, das Abfallbeseitigungsgesetz und die Wassergesetze der Länder Anwendung⁸¹⁾, daneben natürlich auch die atomrechtlichen Vorschriften.

3. Atom- und strahlenschutzrechtliche Vorschriften

Wie ausgeführt unterliegen Versenkungsaktionen, die sich auf radioaktive Stoffe oder Abfälle beziehen und von dem Hoheitsgebiet der Bundesrepublik Deutschland ausgehen, auch den Vorschriften des Atom-

gesetzes in der Neufassung vom 31. Oktober 1976⁸²⁾ und den Rechtsverordnungen, die nach §§ 10-12 des Atomgesetzes erlassen sind, insbesondere also der Strahlenschutzverordnung vom 13. Oktober 1976⁸³⁾. Nach § 9 a Abs. 1 Nr. 2 AtG müssen radioaktive Abfälle geordnet beseitigt werden. In der Regel erfolgt die Beseitigung durch Ablieferung an eine Landessammelstelle oder ein Bundesendlager (§ 9 a Abs. 2 und 3 AtG; § 47 StrlSchV). Eine solche Ablieferungspflicht besteht aber dann nicht, wenn eine anderweitige Beseitigung angeordnet oder genehmigt worden ist. Als Rechtsgrundlage für die Erteilung einer Beseitigungsgenehmigung kommt § 3 Abs. 1 StrlSchV in Betracht; nach dieser Vorschrift ist der Umgang mit radioaktiven Stoffen (einschließlich ihrer Beseitigung) und die Beseitigung kernbrennstoffhaltiger Abfälle genehmigungspflichtig. Für die Erteilung der Genehmigungen sind grundsätzlich die nach Landesrecht bestimmten Behörden der Länder im Wege der Bundesauftragsverwaltung zuständig (§ 24 Abs. 1 AtG). Bei der Versenkung radioaktiver Abfallstoffe in die Hohe See wird eine Beseitigungsgenehmigung nach § 3 Abs. 1 StrlSchV jedoch nach der augenblicklichen Gesetzeslage nur dann erforderlich sein, wenn die Versenkung durch ein Fahrzeug vorgenommen wird, daß die deutsche Flagge führt. Dabei ist davon auszugehen, daß nach Völkerrecht auf der Hohen See Schiffe und Flugzeuge der Gebietshoheit des Heimatstaates, also des Flaggenstaates, unterworfen sind. Bei der Versenkung radioaktiver Abfälle auf der Hohen See richtet sich die Zulässigkeit der Beseitigungshandlung und der Schutz des Schiffs- und Versenkungspersonals folglich nach dem Atomrecht und Strahlenschutzrecht des Flaggenstaates des Schiffes (oder Flugzeuges). Handelt es sich also um ein Schiff, das die deutsche Flagge führt, ist die Versenkungstätigkeit nur rechtmäßig, wenn eine Genehmigung nach § 3 Abs. 1 StrlSchV eingeholt ist, auf deren Erteilung im übrigen ein Rechtsanspruch besteht, wenn die Voraussetzungen des § 6 Abs. 1 Nr. 1 bis 8 StrlSchV erfüllt sind.

Den Voraussetzungen in Nr. 8 kommt dabei in diesem Zusammenhang eine besondere Bedeutung zu. Danach dürfen überwiegende öffentliche Interessen, insbesondere im Hinblick auf die Reinhaltung der Luft, des Wassers und des Bodens nicht entgegenstehen. Solange Spezialvorschriften für die Meeresversenkung radioaktiver Abfälle nicht bestehen, müßte die Einhaltung der völkerrechtlichen Bestimmungen der internationalen Übereinkommen und der Richtlinien usw. der internationalen Organisationen (vor allem der IAE0 und der NEA-OECD) durch inhaltliche Beschränkungen oder Auflagen gemäß § 17 Abs. 1 AtG gewährleistet werden. Zu beachten ist, daß bei einer solchen Versenkungsaktion durch ein deutsches Schiff unter deutscher Flagge der Genehmigungsinhaber als Strahlenschutzverantwortlicher zu gelten hat, der die erforderliche Anzahl von Strahlenschutzbeauftragten zu bestellen hätte.

Neben der Umgangsgenehmigung für die Beseitigungshandlung selbst ist unter Umständen auch eine Beseitigungsgenehmigung für die Bearbeitung, Verfestigung und Behandlung von radioaktiven Abfällen einzuholen, sofern diese Tätigkeiten bereits als "Beseitigung" anzusehen sind. Ferner unterliegt die Beförderung der radioaktiven Abfälle vom Anfall- oder Bearbeitungsort bis zum Hafen der atomrechtlichen oder strahlenschutzrechtlichen Beförderungsgenehmigung nach § 4 AtG oder §§ 8 ff. StrlSchV, sofern nicht die Befreiungstatbestände vorliegen. Ebenfalls muß eine Beförderungsgenehmigung für den Schiffstransport der radioaktiven Abfälle eingeholt sein. Die Bestimmungen über die Beförderung gefährlicher Güter (Verordnung über die Beförderung gefährlicher Güter mit Seeschiffen vom 5. Juli 1978⁸⁴⁾ sind zu beachten.

Schließlich kommt atomrechtlich noch eine Ausfuhrgenehmigung oder Ausfuhranzeige nach § 3 AtG oder § 11 Abs. 1 StrlSchV in Betracht, für die das Bundesamt für Gewerbliche Wirtschaft zuständig ist (§ 22 AtG).

IV. Die Haftung für Schäden aus der Meeresversenkung radioaktiver Abfälle

1. Zivilrechtliche Haftung

Im Zusammenhang mit der Meeresversenkung radioaktiver Abfälle können Unfälle verursacht werden und Körper- oder Sachschäden entstehen. Neben der normalen Haftung nach den Grundsätzen des Verschuldensprinzips des Bürgerlichen Rechts kommen hier die besonderen Haftungsnormen der Gefährdungshaftung nach Atomrecht zur Anwendung. Es handelt sich dabei in erster Linie um das Pariser Übereinkommen vom 29. Juli 1960 (in der Fassung des Zusatzprotokolls vom 28. Januar 1964)⁸⁵⁾, das durch Gesetz vom 8. Juli 1975⁸⁶⁾ in das deutsche Recht transformiert wurde. Die Bestimmungen des Pariser Übereinkommens werden durch die §§ 25 ff. AtG ergänzt. Zu bemerken ist, daß die Haftungsbestimmungen des Pariser Übereinkommens und des Atomgesetzes nicht spezifisch auf die Meeresversenkung radioaktiver Abfälle zugeschnitten sind. Ob und inwieweit sie Anwendung finden, ist durch Auslegung zu ermitteln. Zu bezweifeln ist allerdings, daß diese Haftungsregelungen für den Fall der Schadensverursachung durch versenkte radioaktive Abfälle besonders sachgerecht sind. Neuerdings wird auch bezweifelt (z. B. im Polvani-Report der NEA⁸⁷⁾) - m. E. übrigens zu Unrecht -, ob die Haftung für nukleare Schäden auch sich erstrecke auf nukleare Ereignisse in Endlagerungsanlagen. Zweifelhaft ist unserer Auffassung nach lediglich, ob der Inhaber von Endlagerungsanlagen als Inhaber einer Kernanlage im Sinne des Art. 1 Abs. a) ii) und (vi) des Pariser Übereinkommens anzusehen sind. Hinzu kommt, daß die Beweislage ungeheuer schwierig ist, von welchem radioaktiven Abfallstoff das nukleare Ereignis ausgegangen ist, das einen nuklearen Schaden verursacht hat. Diese Beweisschwierigkeit gilt übrigens sowohl für die Endlagerung radioaktiver Abfälle an Land wie bei der Meeresversenkung und Meeresbodeneinlagerung.

Grundsätzlich gilt jedoch, daß die Prinzipien der Gefährdungshaftung und der Haftungskanalisation auf den Inhaber einer Kernanlage auch für Schäden gelten, die durch radioaktive Abfälle verursacht werden (Art. 3 Abs. a) des Pariser Übereinkommens). Danach haftet der Kern-

anlageninhaber, wenn bewiesen wird, daß der Schaden durch ein nukleares Ereignis verursacht worden ist, das auf radioaktive Abfälle, die sich in der Kernanlage befinden, oder auf Kernmaterialien zurückzuführen ist, die aus der Kernanlage stammen, sofern nichts Abweichendes auf Grund der Haftung für den Fall der Beförderung nach Art. 4 des Pariser Übereinkommens gilt (vor allem bei einer ausdrücklichen Übernahme der Haftung durch den Beförderer). Die Begriffe "nukleares Ereignis", "radioaktive Abfälle" und "Kernmaterialien" sind in Art. 1 des Pariser Übereinkommens und in der Anlage 1 zum AtG definiert. Hinsichtlich des örtlichen Geltungsbereichs des Pariser Übereinkommens ist zu beachten, daß nach § 25 Abs. 5 AtG die Kernanlageninhaberhaftung ohne die räumliche Begrenzung des Art. 2 des Pariser Übereinkommens gilt. Daraus ergibt sich, daß die Schadenshaftung nach deutschem Atomrecht auch Anwendung findet, wenn der Schaden außerhalb des deutschen Staatsgebietes, also auch auf der Hohen See eintritt. Voraussetzung ist allerdings vor allem, daß nach dem jeweils anwendbaren Internationalen Privatrecht auf die Anwendung deutschen Rechts verwiesen wird. Schadensersatzansprüche nach dem Pariser Übereinkommen und nach deutschem Atomhaftungsrecht (§§ 25 ff. AtG) verjähren im Falle des über Bordwerfens von radioaktiven Abfällen und bei der Besitzaufgabe nach § 32 Abs. 2 AtG in Verbindung mit Art. 8 Abs. b) des Pariser Übereinkommens absolut nach 20 Jahren, sofern nicht eine frühere Verjährung von drei Jahren nach § 32 Abs. 1 AtG eintritt.

Falls eine Kernanlageninhaberhaftung nach dem Pariser Übereinkommen und nach § 25 AtG nicht in Betracht kommt, weil die radioaktiven Abfälle, die Gegenstand der Meeresversenkung sind, nicht aus einer Kernanlage stammen, so kommt die modifizierte Gefährdungshaftung nach § 26 AtG in Betracht, für Schäden auf der Hohen See - also außerhalb des deutschen Staatsgebiets - nur, wenn nach Internationalem Privatrecht ein Schadensfall nach deutschem Recht zu beurteilen ist. Nach

herrschender Ansicht ist § 26 Abs. 3 AtG mit der Haftung des früheren Besitzers auch auf Fälle der absichtlichen Besitzabgabe, also auch der Abfallbeseitigung anzuwenden. Der Begriff des "Verlusts" ist also weit auszulegen⁸⁸⁾.

Sofern Schäden während der Seebeförderung der radioaktiven Abfälle entstehen, kommen unter Umständen die Bestimmungen des Übereinkommens über die zivilrechtliche Haftung bei der Beförderung von Kernmaterial auf See vom 17. Dezember 1971⁸⁹⁾ zur Anwendung. Die Bundesrepublik Deutschland ist Vertragspartner dieses Übereinkommens⁹⁰⁾, das für den Fall nuklearer Schäden vor allem das Problem der Konkurrenz der verschiedenen anwendbaren seerechtlichen Haftungskonventionen zugunsten des Pariser⁹¹⁾ oder des Wiener Übereinkommens⁹²⁾ regelt.

Die Haftung nach einzelstaatlichem Recht wird übrigens nicht berührt oder gar aufgehoben, wenn Meeresversenkungen radioaktiver Abfälle durch die Kernenergieagentur der OECD vorgenommen werden. Artikel 8 der OECD-Ratsentscheidung vom 22. 7. 1977 sieht ausdrücklich vor, daß die OECD und ihre Beamten auf Grund der Immunitätsbestimmungen der OECD-Konvention aus diesen Aktionen nicht haftbar gemacht werden können. Vielmehr ist jeder Teilnehmerstaat verpflichtet, im Rahmen seines innerstaatlichen Rechts sicherzustellen, daß die OECD und ihre Bediensteten gegen etwaige Haftungsansprüche Dritter durch ihre Einbeziehung in eine Haftpflichtversicherung oder eine sonstige finanzielle Sicherheit geschützt werden.

Wenn auch die Meeresversenkung radioaktiver Abfälle nur unter der Voraussetzung zulässig ist, daß die Umweltverträglichkeit gewährleistet ist, so ist die nach dem gegenwärtigen internationalen und innerstaatlichen Atomhaftungsrecht bestehende Rechtslage für Personen, die dennoch einen Schaden auf Grund der radioaktiven Stoffe erleiden sollten, außerordentlich ungünstig. Wie oben bereits angedeutet, wird es einem Geschädigten nur sehr schwer oder überhaupt nicht gelingen, nachzuweisen, daß der von ihm erlittene Schaden von einem bestimmten radioaktiven Stoff verursacht wurde, der aus einer bestimmten Kern-

anlage stammt. Erst wenn eine solche Ursachenkette nachgewiesen würde, könnte gegen den Inhaber dieser Kernanlage ein Ersatzanspruch geltend gemacht werden⁹³⁾. Da nützt es wenig, daß der Geschädigte von dem Nachweis eines Verschuldens des Kernanlageninhabers auf Grund des Rechtsprinzips der Gefährdungshaftung befreit ist, daß auch wegen der rechtlichen Kanalisierung andere Haftpflichtige nicht in Betracht kommen und für Haftungsansprüche eine finanzielle Sicherheit besteht⁹⁴⁾. Will man in Zukunft die Meeresversenkung als weitere Beseitigungsalternative für radioaktive Abfälle in Betracht ziehen, wird es notwendig sein - auch wenn es sich dabei nur um schwach- oder mittelradioaktive Abfälle handeln darf -, Auswege aus der geschilderten Beweisnot etwaiger Geschädigter zu finden. Pelzer hat bereits 1970 entsprechende Vorschläge (Kausalitätsvermutungen, Wahrscheinlichkeitserwägungen, kollektive Einstandspflichten, gesamtschuldnerische Haftung, Schaffung eines internationalen Entschädigungsfonds) gemacht⁹⁵⁾. Im Polvani-Report⁹⁶⁾ vom September 1977 werden nicht nur für die Meeresbeseitigung, sondern ganz allgemein für die Endbeseitigung radioaktiver Abfälle Überlegungen angestellt zu einer Reform und Erweiterung des geltenden Haftungs- und Entschädigungsrechts (Ausdehnung des Versicherungsschutzes auf unbegrenzte Zeit, staatliche Entschädigung für nukleare Schäden aus der Endlagerung, Schaffung eines Abfallendlagerungsfonds, gespeist durch Beiträge der Verursacher)⁹⁷⁾.

2. Völkerrechtliche Haftung

Abschließend ist noch darauf aufmerksam zu machen, daß wegen der Schäden, die im Zusammenhang mit Meeresversenkungen radioaktiver Abfälle entstehen können, neben den zivilrechtlichen Haftungsansprüchen auch zwischen den beteiligten Staaten und internationalen Organisationen völkerrechtliche Haftungsansprüche erwachsen könnten. Die in den internationalen Haftungsübereinkommen, die die zivilrechtliche Haftung regeln, enthaltenen Bestimmungen lassen die etwaigen völkerrechtlichen Schadensersatzansprüche im allgemeinen unberührt⁹⁸⁾. Diese zeichnen sich insbesondere dadurch aus, daß sie nur zwischen Rechtssubjekten des Völkerrechts unter bestimmten Voraussetzungen entstehen

können⁹⁹⁾. Im allgemeinen wird im Verhältnis der Vertragsstaaten zueinander ein solcher völkerrechtlicher Deliktsanspruch zu bejahen sein, wenn ein Staat vorsätzlich oder fahrlässig gegen die internationalen Meeresschutzkonventionen dadurch verstößt, daß er unzulässige Meeresversenkungen radioaktiver Abfälle entweder selbst vornimmt, duldet oder genehmigt. Unter Umständen kommt es auf ein Verschulden des beteiligten Staates nicht an, wenn man davon ausgeht, daß für Schäden auf Grund der Meeresversenkung radioaktiver Abfälle bereits jetzt völkergewohnheitsrechtlich die Prinzipien der Gefährdungshaftung gelten¹⁰⁰⁾.

Anmerkungen

- 1) Zur Meeresversenkung radioaktiver Abfälle vgl. Disposal of Radioactive Wastes. Proceedings of the Scientific Conference on the Disposal of Radioactive Wastes, Monaco, 16.-21. November 1959, vol. 1 and 2, IAEA, Wien 1960; Objectives, Concepts, and Strategies for the Management of Radioactive Waste Arising from Nuclear Power Programmes, Report by NEA-Group of Experts, NEA-OECD, Paris September 1977 (Polvani-Report), S. 48 ff., 54 ff. (Deutsche Ausgabe: Behandlung und Lagerung radioaktiver Abfälle, Bericht der OECD-Kernenergieagentur, hrsg. vom Bundesminister Forschung und Technologie, Bonn o. J.) Vgl. auch die Vorträge von Sanderse und Worst, Christ, Nishiwaki, Anderson und Feld auf dem 7. IRPA-Regionalkongreß und der 13. Jahrestagung des Fachverbandes für Strahlenschutz in Köln vom 16. bis 19. 10. 1979 (Veröffentlichung erfolgte im Frühjahr 1980).
- 2) Vgl. Hunzinger, W., Sicherheitsaspekte der Meeresversenkung radioaktiver Abfälle, in: Bulletin der Schweizerischen Vereinigung für Atomenergie 1974, Nr. 14, Beilage S. 1.
- 3) Mare liberum (1608). Vgl. dazu Grewe, W.G., Die Epochen der modernen Völkerrechtsgeschichte, in: Zeitschrift für die gesamte Staatswissenschaft 103 (1942), S. 38 ff. (52 ff.).
- 4) Nach Dahm, G., Völkerrecht, Bd. I, Stuttgart 1958, S. 666, stellt die Freiheit der Meere ein "Grundprinzip des geltenden Völkerrechts, geradezu ein Teil des Völkerverfassungsrechts dar". Vgl. auch Pelzer, N., Rechtsprobleme der Beseitigung radioaktiver Abfälle in das Meer, Göttingen 1970, S. 44 ff.
- 5) Der gewohnheitsrechtliche Grundsatz der Meeresfreiheit ist in dem Genfer Übereinkommen über die Hohe See vom 29. 4. 1958 (insbesondere Art. 2) positiv rechtlich festgelegt worden (United Nations Treaty Series (UNTS) Bd. 450, S. 82). Vgl. unten Fußn. 29.
- 6) Krüger, H., Hohe See, in: Strupp-Schlochauer, Wörterbuch des Völkerrechts, 2. Aufl., Bd. I, Berlin 1960, 791 ff. (793); von der Heydte, Völkerrecht, Bd. I Köln 1958, S. 234.
- 7) Vgl. Dahm, G., Fußn. 4, S. 666.
- 8) Zu den Rechtsproblemen der Meeresversenkung radioaktiver Abfälle, vgl. Pelzer, N. (Fußn. 4), passim; ders., Le caractère admissible au regard du droit international du déversement en mer des déchets radioactifs, in: Cahiers du droit de l'énergie atomique 1969, no. 2, S. 89 ff.; Suy, E., Leerboek van het Volkenrecht, Bd. II, Leuven 1973, S. 167 ff.; Courteix, S., Droit nucléaire océanique, in: AIDN, Nuclear Inter Jura '75, Aix-en-Provence 1975, S. 71 ff.; Pontavice, E., du, La pollution de la mer d'origine radioactive, in: AIDN, Nuclear Inter Jura 75, S. 119 ff.; Welck, St. v., Zur Fortentwicklung des Kernenergierechts auf der Dritten Seerechtskonferenz der Vereinten Nationen, in: AIDN, Nuclear Inter Jura 75, S. 138 ff.; Bischof/Pelzer/Rauschnig, Das Recht der Beseitigung radioaktiver Abfälle, Systemstudie SRA 4, Hanau 1977, S. 37 ff.; Fischerhof/Pelzer, Deutsches Atomgesetz und Strahlenschutzrecht, Kommentar, 2. Aufl., Bd. I, Baden-Baden 1978, S. 1978, S. 358 ff.
- 9) Whiteman, M. M., Digest of International Law, Vol. 4, Washington 1965, S. 607 ff.; Pelzer, N. (Fußn. 4), S. 10; Christ, R., Meeresversenkung radioaktiver Abfälle, in: Fachverband für Strahlenschutz, Radioaktive Abfälle, Berichte des 7. IRPA-Regionalkongresses und der 13. FS-Jahrestagung vom 16. bis 19. Oktober 1979 in Köln (erscheint 1980). Nach dem Bericht von L. Grant, Acting Deputy Assistant Secretary for Environmental and Population Affairs des Department of State vor dem Unterausschuß für Energie des Repräsentantenhauses des Kongresses der Vereinigten Staaten am 26. 7. 1976, International Efforts to Control Radioactive Waste

- Disposal at Sea (in: Department of State Bulletin 75 (1976), S. 343ff.) begann die Abfallversenkung in den fünfziger Jahren.
- 10) Christ, R. (Fußn. 9).
 - 11) Ocean Dumping. A National Policy. A Report to the President prepared by the Council on Environmental Quality, Washington 1970. Vgl. auch den Entwurf der USA für das spätere Londoner Übereinkommen von 1972, in: International Legal Materials (ILM) 1971, S. 1021 ff.
 - 12) Vgl. Woodhard, D. S., in: Health Physics 25 (1973), S. 115 ff.; ferner Atoms 1975, S. 184.
 - 13) Atomwirtschaft 1964, S. 592; 1965, S. 11.
 - 14) Radioactive Waste Disposal Operation into the Atlantic 1967, ENEA-OECD Paris 1968.
 - 15) Vgl. ENEA-OECD, Eleventh Activity Report, Paris 1969, S. 44 f. und die Jahresberichte (Activity Reports) der NEA 1972, S. 30 ff.; 1973, S. 26 ff.; 1974, S. 27 f.; 1975, S. 37; 1976, S. 36 ff.; 1977, S. 35 ff.; S. 31 ff. Vgl. ferner Atomwirtschaft 1969, S. 439; Nuclear News 1975, Nr. 9, S. 63; Nuclear News 1975, Nr. 9, S. 63; SVA-Bulletin 1975, Nr. 11, S. 15, und 1977, Nr. 11/12, S. 19.
 - 16) Aoyama, I. u.a., Evaluation of the radioactive wastes disposal into the deep ocean, in: Health Physics 33 (1977), S. 227 ff.; Atoms in Japan 1976, Nr. 10, S. 49; Nr. 11, S. 12; SVA-Bull. 1980, Nr. 7, S. 17.
 - 17) Vgl. Grant, L., Department of State Bulletin 75 (1976), S. 344.
 - 18) Vgl. Meerestechnik 1977, S. 215; Nuclear Regulation Reporter (CCH) No. 112 vom 12. 9. 1977, S. 3; SVA-Bulletin 1977, Nr. 10, S. 15; 1978, Nr. 14, S. 21.
 - 19) Nuclear News 1976, Nr. 14, S. 137.
 - 20) Einen Überblick über die internationalen Umweltschutzabkommen vermittelt der jährlich erstattete Bericht des Executive Director des UN Environmental Programme an die Generalversammlung der Vereinten Nation (z. B. UN/A/33/134). Vgl. auch Steiger, H., und B. Dehmel, Schutz der Küsten vor Verschmutzung vom Meer aus, in: Deutsches Verwaltungsblatt 1979, S. 205 ff. (211 ff.).
 - 21) Vgl. Alexander, L. M., Regional Arrangements in the Oceans, in: American Journal of International Law 71 (1977), S. 84 ff.
 - 22) UNTS Bd. 327, S. 3; BGBl. 1956 II 381; Archiv des Völkerrechts 8 (1959/60), S. 316.
 - 23) BGBl. 1964 II 751.
 - 24) BGBl. 1978 II 1493. Vgl. auch Bekanntmachung der Neufassung des Gesetzes über das Internationale Übereinkommen zur Verhütung der Verschmutzung der See durch Öl, 1954, vom 19. Januar 1979 (BGBl. 1979 II 62).
 - 25) UNTS Bd. 704, S. 3; BGBl. 1969 II 2066; 1971 II 970.
 - 26) BGBl. 1975 II 137.
 - 27) BGBl. 1975 II 301.
 - 28) BGBl. 1975 II 301, 320.
 - 29) UNTS Bd. 450, S. 82; BGBl. 1972 II 1091. Vgl. dazu Meyer-Lindenberg, H., in: Zeitschrift für Ausländisches Öffentliches Recht und Völkerrecht 21 (1961), S. 38 ff.
 - 30) Vgl. auch schon die Resolution der Generalversammlung der Vereinten Nationen Nr. 2398 (XXII) vom 3. 12. 1968.

- 31) UN/A/CONF. 48/14, S. 2, 4 und 8. Ferner Yearbook of United Nations 1972, S. 318 ff. Vgl. Thacher, P. S., Assessment and Control of Marine Pollution: The Stockholm Recommendations and the Efficiency, in: Stanford Journal of International Law Studies 1973, S. 79 ff.
- 32) BGBI. 1977 II 165, 169.
- 33) Vertragsstaaten: Belgien, Dänemark, Bundesrepublik Deutschland, Frankreich, Island, Niederlande, Norwegen, Portugal, Schweden, Spanien und Vereinigtes Königreich.
- 34) BGBI. 1977 II 165, 180; IAEA/INFCIRC/205.
- 35) Verzeichnis der Vertragsstaaten im BGBI. 1979 II 273, 737 und 1152.
- 36) IMCO-doc. MP/Conf./WP 35 = ILM 1974, S. 605 ff. = Tractatenblad (Niederlande), 1977, Nr. 62.
- 37) Vgl. Fußn.
- 38) BGBI. 1979 II 1228 ff. Vgl. dazu Koschnitz, J., Das Übereinkommen über den Schutz der Meeresumwelt des Ostseegebiets, in: Jahrbuch für Internationales Recht 18 (1975), S. 223 ff.
- 39) Abl. EG 1975, Nr. L 194/22 ff.; BT-Drucks. 7/1423; ILM 1974, S. 352 ff.
- 40) Beschluß des Rates vom 3. 3. 1975 über den Abschluß des Übereinkommens zur Verhütung der Meeresverschmutzung vom Lande aus (75/437/EWG) (ABLEG 1975, Nr. L 194/5). Das Pariser Übereinkommen ist bisher außer für die EWG für folgende Staaten in Kraft: Dänemark, Frankreich, Schweden, Norwegen, Niederlande, Großbritannien und Portugal.
- 41) Abl. EG 1977, Nr. L 240/35, 46; BT-Drucks. 7/5223; ILM 1976, S. 285 ff., 290 ff.
- 42) Hinweis: UN/A/33/134, S. 7; vgl. ILM 1977, S. 958.
- 43) Beschluß des Rates vom 25. 7. 1977 (77/585/EWG) (Abl. EG 1977, Nr. L 240/1).
- 44) WHO-Digest 1978, S. 897; ILM 1978, S. 511 ff.; Environmental Policy and Law 1978, S. 133 ff.
- 45) Hinweis: UN/A/33/134, S. 7.
- 46) UN/A/Res. 3067 (XXVIII).
- 47) UN/A/34/Res. 20.
- 48) Vgl. Jaenicke, G., Die Dritte Seerechtskonferenz der Vereinten Nationen, in: Zeitschrift für Ausländisches Öffentliches Recht und Völkerrecht 38 (1978), S. 438 ff.; Eitel, T., Völkerrecht und Meeresnutzung, in: Juristenzeitung 1980, S. 41 ff.
- 49) UN/A/Conf. 62/WP. 10/Add. 1 (= ILM 1977, S. 1108 ff.) und UN/A/Conf. 62/WP 10/Rev. 1.
- 50) Vgl. Kiss, A. Ch., La pollution du milieu marin, in: Zeitschrift für Ausländisches Öffentliches Recht und Völkerrecht 38 (1978), S. 902 ff.
- 51) Vgl. Art. 1, 3 und 4 des Oslo-Übereinkommens (Fußn. 32); Art. I und II des Londoner Übereinkommens (Fußn. 34); Art. 1, 4 und 6 des Pariser Übereinkommens (Fußn. 39); Art. 3 des Helsinki-Übereinkommens (Fußn. 38); Art. 4, 5, 6, 7 und 8 des Barcelona-Übereinkommens (Fußn. 41).
- 52) Art. 5 und 6 des Oslo-Übereinkommens und Anhang I und II; Art. IV und Anhang I und II des Londoner Übereinkommens; Art. 4 und Anhang Teil I und II des Pariser Übereinkommens; Art. 5 und 6 und Anlage I und II des Helsinki-Übereinkommens; Art. 4 und 5 und Anhang I und II des Protokolls zum Barcelona-Übereinkommens.
- 53) Art. 8 und 9 des Oslo-Übereinkommens; Art. V des Londoner Übereinkommens; Art. 9 Abs. 4 und 5 des Helsinki-Übereinkommens; Art. 9 des Protokolls zum Barcelona-Übereinkommens.

- 54) Zur Bedeutung des Art. 25 vgl. Pelzer, N. (Fußn. 4), S. 67 ff.
- 55) IAEA/INFCIRC/205/Add. 1. Vgl. dazu Ha Vinh Phuong, The IAEA's Work for the Convention on the Prevention of Marine Pollution Dumping of Wastes and other Material, in: IAEA-Bulletin 1976, No. 1, S. 45 ff. Vgl. auch Nuclear Law Bulletin No. 11, S. 28.
- 56) IAEA/INFCIRC/205/Add. 1/Rev. 1; vgl. ferner AtW 1979, S. 307.
- 57) Vgl. ILM 1979, S. 817.
- 58) Vgl. Pelzer, N. (Fußn. 4), S. 87 ff.
- 59) UN/A/C.1/P.V. 1526; UN/A/Res. 2750 A (XXV) vom 17. 12. 1970 = Yearbook of the United Nations 1971, S. 79.
- 60) Vgl. IAEA-Bulletin 1971, No. 1, S. 26 ff.
- 61) Fußn. 32.
- 62) Fußn. 39.
- 63) Fußn. 38.
- 64) Fußn. 41.
- 64a) IAEA, Radioactive Waste Disposal into the Sea, Safety Series No. 5, Vienna 1961.
- 65) Abschnitt I. 2.
- 66) Vgl. im einzelnen zur Vorbereitung und Durchführung der Versenkungsaktionen von 1967: ENEA-OECD, Radioactive Waste Disposal Operation into the Atlantic 1967, Paris 1968, S. 11 ff., 21 ff.
- 67) Decision of the OECD Council of 22nd July 1977 Establishing a Multilateral Consultation and Surveillance Mechanism for Sea Dumping of Radioactive Waste (OECD-doc. C (77) 115 (Final)). Textabdruck: Nuclear Law Bulletin No. 20 (1977), S. 37 ff. NEA-OECD, Sixth Activity Report 1977, S. 97 ff; ILM 1978, S. 445 ff. Zu der Ratsentscheidung vgl. Strohl, P., Etablissement d' un mécanisme multilateral de consultation et de surveillance pour l' immersion de déchets radioactifs en mer, in: AIDN/INLA, Nuclear Inter Jura 77, Florence 1977, S. 344 ff. (engl. Übersetzung: S. 554 ff.); ferner: Nuclear Law Bulletin No. 20 (1977), S. 23 f.
- 68) BGBI. 1961 II 1151.
- 69) Zur völkerrechtlichen Rechtsverbindlichkeit von OECD-Ratsentscheidungen vgl. Bischof, W., Internationale Rechtsgrundlagen des Entwurfs der Strahlenschutzverordnung, in: Viertes Deutsches Atomrechts-Symposium, Köln usw. 1976, S. 39 ff. (S. 55 f.).
- 70) Requirements for Selection of a Dumping Site (C.2. der IAEA Revised Definitions and Recommendations of 1978; vgl. Fußn. 56).
- 71) Mitteilung von P. Reyners, Head of Legal Affairs, NEA-OECD, Paris, an den Verfasser.
- 72) Erklärung des Rates der Europäischen Gemeinschaften und der im Rat vereinigten Vertreter der Regierungen der Mitgliedsstaaten über ein Aktionsprogramm der Europäischen Gemeinschaften über den Umweltschutz vom 22. November 1973 (ABl. EG 1973, Nr. C 112/1).
- 73) ABl. EG 1976, Nr. C 40/3; C 197/54; C 293/60. Vgl. auch BT-Drs. 7/2821 sowie Europäisches Parlament, Dok. 497/75, 216/76 und 375/76.
- 74) Vom 25. 3. 1957 (BGBI. 1957 II 1014). Vgl. zu Art. 37 und 38 des Euratom-Vertrages auch Pelzer, N. (Fußn. 4), S. 80 ff.
- 75) Richtlinie des Rates vom 1. Juni 1976 (ABl. EG 1976, Nr. L 187/1).
- 76) Vgl. Dahm, G. (Fußn. 4), S. 54.
- 77) Gesetze vom 11. 2. 1977 (BGBI. 1977 II 165) und vom 30. 11. 1979 (BGBI. 1979 II 1229). Das Zustimmungsgesetz zum Übereinkommen über die Hohe See ist am 21. 9. 1972 erlassen worden (BGBI. 1972 II 1089).
- 78) BGBI. 1977 I 1315. Die Übertragung dieser Aufgaben beruht auf Art. 89 Abs. 2 GG.

- 79) Verordnung zur Durchführung des Gesetzes zu den Übereinkommen vom 15. Februar 1972 und 29. Dezember 1972 zur Verhütung der Meeresverschmutzung durch das Einbringen von Abfällen durch Schiffe und Luftfahrzeuge (Hohe-See-Einbringungsverordnung) vom 7. 12. 1977 (BGBl. 1977 I 2478).
- 80) Allgemeine Verwaltungsvorschrift für die Erteilung von Erlaubnissen zum Einbringen von Abfällen in die Hohe See (Hohe-See-Einbringungsverwaltungsvorschrift) vom 22. 12. 1977 (Gemeinsames Ministerialblatt 1978, Nr. 4, S. 47 ff.). Diese Verwaltungsvorschrift beruht auf Art. 86 GG.
- 81) Vgl. dazu eingehend Steiger, H. und B. Demel (Fußn. 20), S. 205 ff.
- 82) Gesetz über die friedliche Verwendung der Kernenergie und den Schutz gegen ihre Gefahren (Atomgesetz) in der Fassung der Bekanntmachung vom 31. 10. 1976 (BGBl. 1976 I 3053).
- 83) Verordnung über den Schutz vor Schäden durch ionisierende Strahlen (Strahlenschutzverordnung - StrlSchV) vom 13. 10. 1976 (BGBl. 1976 I 2905; Berichtigungen: 1977 I 184, 269). Änderungen: Verordnungen vom 12. 12. 1977 (BGBl. 1977 I 2537) und vom 23. 8. 1979 (BGBl. 1979 I 1509).
- 84) BGBl. 1978 I 1017 mit Anlagenband 1.
- 85) Übereinkommen über die Haftung gegenüber Dritten auf dem Gebiet der Kernenergie (BGBl. 1975 II 959 ff.); Zusatzprotokoll zum Pariser Übereinkommen vom 29. Juli 1960 über die Haftung gegenüber Dritten auf dem Gebiet der Kernenergie (BGBl. 1975 II 1007 ff.).
- 86) BGBl. 1975 II 957 f.
- 87) Vgl. Fußn. 1.
- 88) Vgl. Fischerhof, Deutsches Atomgesetz und Strahlenschutzrecht, 2. Aufl., Band I, Rdz. 12 zu § 26 AtG (S. 610).
- 89) BGBl. 1975 II 1026 ff.
- 90) Gesetz vom 8. Juli 1975 (BGBl. 1975 II 957 f.).
- 91) Vgl. Fußn. 85.
- 92) Wiener Übereinkommen über die Haftung für nukleare Schäden vom 21. Mai 1963 (Textabdruck bei Bischof, W./J. Goldschmidt/P. Greulich, Internationale Atomhaftungskonventionen, Textsammlung, Göttingen 1964 S. 13 ff.). Die Bundesrepublik Deutschland ist bisher nicht Vertragspartner dieses Übereinkommens.
- 93) Vgl. dazu im einzelnen Pelzer, N. (Fußn. 4), S. 173 ff.
- 94) Vgl. zu den Prinzipien des Atomhaftungsrechts: Fischerhof, H., Deutsches Atomgesetz und Strahlenschutzrecht, Kommentar, 2. Aufl., Band I, Baden-Baden 1978, Vorbem. vor § 25 AtG.
- 95) Pelzer, N. (Fußn. 4), S. 176 f.
- 96) Fußn. 1.
- 97) Fußn. 1, S. 59 f. (sec. 158 - 161) und S. 63 f. (sec. 175 - 177).
- 98) Vgl. Artikel XVIII der Wiener Atomhaftungskonvention vom 21. 5. 1963 (Fußn. 92).
- 99) Zur völkerrechtlichen Haftung des Staates vgl. Dahm, G., Völkerrecht, Band III, Stuttgart 1961, S. 177 ff.; Münch, I. v., Das völkerrechtliche Delikt in der modernen Entwicklung der Völkerrechtsgemeinschaft, Frankfurt 1963.
- 100) Goldschmidt, J., Das Problem einer völkerrechtlichen Gefährdungshaftung unter Berücksichtigung des Atom- und Weltraumrechtes, Köln usw. 1978 (insbesondere S. 59 ff.).

Ausbreitungsvorgänge im Meer

Direktor und Professor Dr. H. Kautsky

Deutsches Hydrographisches Institut, Hamburg

Einführung:

Zur Beurteilung der Zulässigkeit der Versenkung verpackter radioaktiver Abfälle in der Tiefsee ist die Kenntnis der horizontalen und insbesondere vertikalen Ausbreitungs- und Transportmechanismen im Bereich eines Versenkungsgebietes und möglichst auch seiner weiteren Umgebung erforderlich. Obwohl in der Vergangenheit mehrfach Versenkungsaktionen durchgeführt wurden, fehlen noch exakte Meßergebnisse, da die aus den bereits versenkten Abfällen bisher eventuell freigesetzten Mengen an Radionukliden kaum zu deren Nachweis in der Tiefsee ausreichen. Man muß sich daher z. Z. noch weitgehend mit Rechenmodellen begnügen. Diese werden ständig nach den neuesten Kenntnissen überarbeitet und im Rahmen des Beitrags der IAEA zur Londoner Dumping-Konvention in bezug auf radioaktive Stoffe verwendet.

In begrenztem Umfang können jedoch die Meßergebnisse, die anlässlich mehrerer Fahrten des Forschungsschiffes "Meteor" gewonnen wurden, Hinweise auf Ausbreitungsmechanismen im Meer liefern

Im Zusammenhang mit den "Dumping"-Fragen wurden in den Jahren 1966, 1968, 1970, 1972 und 1974 Messungen im Iberischen Becken, welches seit 1967 für die Lagerung verpackter radioaktiver Abfälle genutzt wird, sowie in Bereichen des nördlichen Nordatlantiks und des westlichen Mittelmeeres durchgeführt. Dabei beziehen sich die radiologischen Messungen auf den Fallout von Atombombenexplosionen, zeigen also die Ausbreitung von der Oberfläche

in tiefere Bereiche des Meeres. Anomalien im vertikalen Aktivitätsprofil deuten darauf hin, daß ein Modell, das lediglich die physikalischen Ausbreitungsmechanismen berücksichtigt, die Verhältnisse zu einfach darstellt.

Im Bereich der Nordsee werden, insbesondere aus an der Küste gelegenen Kernbrennstoff-Wiederaufbereitungsanlagen mit deren Abwässern, in nennenswerten Mengen Radionuklide dem Meer zugeführt. Messungen der Verteilung einiger dieser Radionuklide in der Nordsee ergeben ein gutes Bild der Transport- und Ausbreitungsvorgänge in diesem Seebereich und zeigen auch deutlich, in welchem Maße weit voneinander entfernt erscheinende Meeresgebiete zusammenhängen und gegenseitig beeinflußt werden können.

Hydrographische Messungen

Ein Meeresgebiet, in das verpackte radioaktive Abfälle zur Lagerung eingebracht werden, sollte - aus hydrographischer Sicht - so beschaffen sein, daß die radioaktiven Stoffe mit großer Wahrscheinlichkeit am Meeresboden oder zumindest in Bodennähe verbleiben, auch wenn ein Versenkungsbehälter undicht wird. Daher sollte der für die Versenkung vorgesehene Meeresraum möglichst ein abgeschlossenes Tiefseebecken sein, das einen geringen vertikalen Austausch aufweist und von großräumigen Transportvorgängen ausgeschlossen ist; auch sollten im Bodensee die Strömungen nur schwach sein.

Die Internationale Atomenergie Organisation (IAEO) verlangt für das "Übereinkommen zur Verhütung der Meeresverschmutzung durch Einbringen von Abfällen und anderen Stoffen" (London-Konvention) bezüglich der Lagerung verpackter radioaktiver Abfälle im Meer eine Mindestwassertiefe von 4000 m. Darüber hinaus soll das vorgesehene

Seegebiet frei sein von Seekabeln und nicht einer anderweitigen Nutzung durch den Menschen unterliegen. Wenn zu diesen Besingungen noch die wirtschaftlichen Gesichtspunkte hinzukommen, daß ein solches Seegebiet nicht zu küstenfern, aber doch außerhalb der Küstenschelfgebiete gelegen sein soll, so dürfte im europäischen Bereich am ehesten das Iberische Tiefseebcken diesen Anforderungen genügen.

Dieses Becken, zwischen der Iberischen Halbinsel und der Azoren-Biskaya-Erhebung gelegen, wird im Süden durch die Azoren Bruchzone und die Madeira-Tore-Erhebung begrenzt; es ist also vom Mittelatlantischen Rücken abgetrennt.

Im Hinblick auf die von der Nuclear Energy Agency (NEA/OECD) auf internationaler Basis geplante und seit 1967 auch mehrfach durchgeführte Einbringung verpackter radioaktiver Abfälle in das Iberische Becken haben wir dort hydrographische und radiologische Untersuchungen vorgenommen [1]. Dabei wurden zwischen der Biskaya, den Azoren und der Iberischen Halbinsel, insbesondere im Bereich des ersten Probeversenkungsgebietes (1967, 42° bis 43° N 14° bis 15° W) sowie seiner weiteren Umgebung, Untersuchungen durchgeführt über:

- a) den vertikalen Aufbau der Wassermassen und die zeitliche und örtliche Veränderlichkeit,
- b) die Strömungen und ihre Veränderlichkeit in den einzelnen Wasserschichten, besonders aber in Bodennähe,
- c) die Ausbreitung des Mittelmeerwassers,
- d) die Vertikalverteilung aus dem Fallout stammender Radionuklide im Meerwasser.

Die Arbeiten haben zu folgenden allgemeinen hydrographischen Ergebnissen geführt (Text gekürzt aus [1] entnommen, ausführlichere Information über die Detail-Aspekte der Arbeiten sind im Originaltext enthalten):

Die CTD- und Serienmessungen zeigen eine vertikale Verteilung von Temperatur und Salzgehalt, wie sie für die gesamte Iberische Tiefsee charakteristisch ist.

- 1 Obere durchmischte mehr oder weniger mächtige Schicht (im Sommer eine sehr warme Deckschicht von 30 bis 50 m Mächtigkeit; im Winter, zur Zeit der stärksten Abkühlung, durchmischt von der Oberfläche bis ≈ 150 m).
- 2 Unterhalb der Deckschicht zunächst starke Temperatur- und Salzgehaltsabnahme bis ≈ 200 m, darunter langsame Temperatur- und Salzgehaltsabnahme bis zu einem Salzgehaltsminimum in ≈ 600 m.
- 3 Von etwa 600 m abwärts relativ starke Salzgehaltszunahme bis zu einem breiten Salzgehaltsmaximum, das häufig zweigipfelig oder sogar mehrgipfelig ist und im allgemeinen zwischen 900 m und 1200 m liegt. Im Bereich der Salzgehaltszunahme ist vereinzelt auch eine geringe Temperaturzunahme zu erkennen, sonst aber eine nur sehr zögernde Temperaturabnahme; dünnere Schichten wärmeren Wassers sind eingeschoben und ergeben eine blättrige Struktur. Unterhalb des Salzmaximums nehmen Salzgehalt und Temperatur ziemlich stark ab. In einer Tiefe von 1500 m bis 1700 m ist von dem Einschub des salzreichen und relativ warmen und außerdem sauerstoffarmen Wassers kaum noch etwas zu bemerken.
- 4 Langsame Temperatur- und Salzgehaltsabnahme bis

≈ 4000 m; nahezu konstante Werte zwischen 4000 m und dem Tiefseeboden.

Die Strommessungen vermittelten für den Bereich des Iberischen Beckens folgendes mittlere Bild:

In der Oberschicht setzt die Strömung vorherrschend nach SW bis NW mit Geschwindigkeiten, die bis zu 40 cm/s betragen können. Zwischen 1000 m und 2500 m ist fast rein nach W setzende Strömung vorhanden mit Geschwindigkeiten von etwa 20 cm/s, und in der Unterschicht (2500 m bis Boden) sind Richtungen zwischen NW und NE vorherrschend mit Geschwindigkeiten bis zu 16 cm/s, bodennah bis zu 12 cm/s.

Diesem mittleren Bewegungsfeld sind eine Reihe von periodischen und aperiodischen Vorgängen überlagert. Die Trägheitsperiode von 17,8 h ist in den Messungen ständig zu finden. Von den Gezeiten überwiegt die halbtägige Gezeit. Die gelegentlich auftretenden Störungen, die sich im Abstand von mehreren Tagen oder Wochen in abrupten Richtungsänderungen und/oder raschen Geschwindigkeitsänderungen kundtun, sorgen dafür, daß das temporäre Strömungsbild erheblich vom mittleren abweichen kann.

Um die Erscheinungsweise solcher Störungen oder Ereignisse völlig zu erfassen, sind wesentlich längere Reihen von Strommessungen erforderlich, als sie bisher vorgenommen werden konnten. Auch bedürfe es, um die wahren Versetzungen festzustellen, des zusätzlichen Einsatzes von Treibkörpern.

Radiologische Untersuchungen im Tiefseebereich

In den Jahren 1966 bis 1974 wurden von der radiologischen Arbeitsgruppe des Deutschen Hydrographischen Instituts (DHI) mehrfach Untersuchungen über die Vertikalverteilung künstlicher Radioisotope, insbesondere im

Iberischen Tiefseebecken [1] sowie Bereichen des nördlichen Nordatlantiks [2, 3] und des westlichen Mittelmeeres [4], vorgenommen.

Gemessen wurden die Aktivitätskonzentrationen der aus den Atombombenversuchen stammenden und mit dem globalen Fallout in das Meer gelangten Radioisotope ^{137}Cs und ^{90}Sr im Wasser. In keinem Fall konnten bisher im Tiefenwasser Aktivitätswerte gefunden werden, die auf eine Freisetzung meßbarer Mengen der genannten Isotope aus den am Meeresboden gelagerten radioaktiven Abfällen hindeuteten. Die bisher im Iberischen Becken versenkten Abfallmengen sind gegenüber der vorhandenen Wassermasse auch noch so gering, daß bestenfalls in der unmittelbaren Nähe lagernder Behälter mit einer Nachweismöglichkeit der aus diesen Abfällen u. U. freigesetzten künstlichen Radioisotope gerechnet werden könnte.

Die Nachweigrenzen unserer analytischen Methoden liegen für ^{137}Cs bei etwa 0,005 pCi/l (5 fCi/l) mit etwa $\pm 5\%$ 1 σ Gesamtfehler und etwa 0,01 pCi/l mit weniger als $\pm 10\%$ 1 σ Gesamtfehler für ^{90}Sr . Um dieses zu erreichen, müssen allerdings 400 l Seewasser pro Analyse aufgearbeitet werden.

Die Schwankungsbreite der Meßwerte zwischen einzelnen, verhältnismäßig nahe beieinander liegenden Stationen und auch bei einer Wiederholung einer Station im Zeitraum von einigen Tagen kann in einzelnen Fällen erstaunlich groß sein (Abb. 1).

Aus den vorliegenden Messungen läßt sich aber generell sagen, daß in den oberen Wasserschichten bis etwa 200 m Tiefe gewisse Schwankungen der Aktivitätskonzentrationswerte des ^{137}Cs und ^{90}Sr nach beiden Seiten auftreten können, die auf Schichtungen des Wassers in diesem

Bereich hinweisen. Unterhalb dieser Tiefe, ab 1972 erst ab rund 500 m Tiefe, findet ein starker Konzentrationsabfall bis zu etwa 1000 m Tiefe statt. In den Tiefen unterhalb von 1000 m bis 1500 m sind dann keine größeren Schwankungen der Meßwerte innerhalb der einzelnen Profile mehr erkennbar (Abb. 2). Das Vordringen der von der Oberfläche her eingebrachten Falloutprodukte nach größeren Tiefen zu geht in dem untersuchten Meeresgebiet nur langsam vor sich.

Insgesamt sind die ^{137}Cs -Werte im Oberflächenwasser des östlichen Nordatlantiks von etwas über 0,3 pCi/l im Jahre 1966 auf etwa 0,10 pCi/l (von 0,08 bis 0,12 pCi/l) im Jahre 1978 zurückgegangen. Die entsprechenden Werte für ^{90}Sr betrugen 1966 etwas über 0,2 pCi/l, 1972 0,08 bis 0,1 pCi/l.

Mit einer Ausnahme im Jahre 1970 an einer Station im westlichen Mittelmeer ($37^{\circ}02' \text{ N } 00^{\circ}01'30'' \text{ W}$) haben wir nur im Jahre 1972 an mehreren Stationen im Iberischen Becken und im nördlichen Nordatlantik zwischen 50° N und 72° N außergewöhnlich hohe ^{137}Cs -Aktivitätskonzentrationswerte im Tiefenwasser zwischen 500 m und 1500 m messen können. In Einzelfällen erreichten diese ein Mehrfaches der zur gleichen Zeit vorhandenen Konzentrationen an der Oberfläche. In einem Fall lag der Wert sogar rund doppelt so hoch wie der höchste 1966 im Oberflächenwasser gemessene (0,62 pCi/l gegenüber 0,34 pCi/l). Der entsprechende Oberflächenwert an dieser Station lag mit 0,14 pCi/l bei ein Viertel des Tiefenwertes. Auf 70° N konnten wir, bei 0,14 pCi/l im Oberflächenwasser, in 1000 m Tiefe sogar 1,1 pCi ^{137}Cs /l feststellen, d. h. eine um das Achtfache höhere Konzentration als an der Oberfläche.

Eine Erklärung für diese Erscheinung können wir nicht geben. Soweit von den gleichen Stationen Meßwerte

des ^{90}Sr vorliegen, zeigen diese den normalen Abfall der Aktivitätskonzentrationswerte zwischen Oberfläche und Tiefe, d. h., es lassen sich keine Anreicherungstendenzen erkennen. Diese Beobachtung spricht für die Möglichkeit, daß biologische Vorgänge für diese Anreicherungserscheinungen des ^{137}Cs verantwortlich sind. ^{90}Sr wird praktisch nicht, ^{137}Cs kann dagegen in Plankton oder anderen Meeresorganismen etwa bis zum Faktor 100 angereichert werden. Erstaunlicherweise waren in den Meßwerten von 1974 (Abb. 4) keinerlei Andeutungen dieser 1972 (Abb. 3) beobachteten Verteilungsanomalien mehr zu erkennen.

Die Tatsache, daß Falloutprodukte schon 1966 bis in 5300 m Tiefe gefunden werden konnten, bedeutet einen Transport dieser Produkte von der Wasseroberfläche nach unten bis in Bodennähe innerhalb von 5 bis 10 Jahren. Über den Mechanismus dieses Transports lassen sich 2 Modellvorstellungen entwickeln.

- 1 Die Falloutprodukte sind oder werden an kleine Partikel gebunden. Dazu kann man auch eine u. U. schnelle Aufnahme bestimmter Elemente in Plankton oder anderen Organismen rechnen. Diese Partikel sinken nach unten, da sie meist schwerer sind als Wasser. Auf diese Weise wäre ein verhältnismäßig schneller Transport von der Meeresoberfläche zum Boden hin möglich, ohne daß ein vergleichbarer Transport von unten nach oben erfolgt.
- 2 Die Falloutprodukte befinden sich in Lösung und werden durch Strömungsvorgänge nach unten gebracht. In diesem Fall müßte eine entsprechende Wassermasse unten verdrängt werden und in irgendeiner Form den Platz für die zuströmende Wassermasse freimachen.

Beide Mechanismen erscheinen möglich, der zweite würde den für eine Abfall-Lagerung ungünstigeren Fall darstellen,

da er mit einem relativ schnellen Vertikaltransport von unten nach oben verbunden wäre.

Über welche Gebiete sich ein solcher Vertikaltransport ausdehnen würde, läßt sich nicht so ohne weiteres übersehen. Das Absinken von Teilchen (Fall 1) kann sich in einem engen Meeresbereich abspielen; der Austausch von Lösungen (Fall 2), der weitgehend an Strömungs- und Diffusionsvorgänge gebunden ist, kann sich dagegen über weite Meeresräume erstrecken. Das würde bedeuten, daß am Boden evtl. freiwerdende Stoffe u. U. erst in großer Entfernung vom Lagerort an die Oberfläche gelangen. Dabei dürfte allerdings mit einer starken Verdünnung der Verunreinigungen zu rechnen sein.

Welcher Mechanismus letztlich für den Transport der Falloutprodukte zum Boden wirksam wird, wissen wir noch nicht. Wahrscheinlich treten beide gleichzeitig nebeneinander auf, wobei je nach Seegebiet der eine oder andere überwiegen wird.

Radiologische Untersuchungen im Nordseebereich

Für die vorliegenden Untersuchungen wurde in erster Linie das ^{137}Cs verwendet. Infolge seiner guten Löslichkeit, seiner Halbwertszeit von 30 Jahren, seiner guten Nachweisbarkeit und den relativ großen Abgabemengen (einige 10 000 Ci/Jahr) ist es ein ausgezeichneter Tracer. Es kann im Wasser über lange Zeiten und damit lange Strecken verfolgt werden.

Die Nordsee stellt den typischen Fall eines flachen Schelfmeeres dar. Auch wenn sie einem geschlossenen Becken ähnlich ist, so findet doch ständig sowohl vom Süden als auch vom Norden her ein Wasseraustausch mit dem Atlantik

statt. Die mittlere Wassertiefe liegt in der südlichen Nordsee bei 20 m bis 40 m, im nördlichen Teil bei 60 m bis 100 m. Nur in der Norwegischen Rinne entlang der norwegischen Küste werden Tiefen von einigen 100 m erreicht.

Der erstmalige Auslaß einer größeren Menge ^{137}Cs (ca. 4000 Ci) im Februar/März 1971 mit den Abwässern des Centre de La Hague ermöglichte es uns, eine gut markierte Wassermasse über knapp 2 Jahre auf ihrem Weg durch die Nordsee zu verfolgen. Aus den Messungen ergaben sich folgende Transportzeiten:

Cherbourg bis Dover	etwa 2 bis 3 Monate
Cherbourg bis Deutsche Bucht	
Bucht	etwa 15 Monate
Cherbourg bis Skagerrak	etwa 21 Monate

Die mittlere Transportgeschwindigkeit über die gesamte Strecke betrug etwa 1 sm/d bis 1,1 sm/d mit streckenweisen Schwankungen zwischen 0,7 sm/d bis 1,7 sm/d [5].

Erstmalig im März 1971 konnten wir auch in der nordwestlichen Nordsee erhöhte ^{137}Cs -Aktivitätskonzentrationswerte messen. Untersuchungen des Fisheries Radiobiological Laboratory (FRL) in Lowestoft [6] ergaben, daß diese Aktivitäten aus den Abwässern der an der Irischen See gelegenen Kernbrennstoff-Wiederaufbreitungsanlage in Windscale stammen.

Das bei den Orkney Inseln in die Nordsee gelangende, mit ^{137}Cs markierte Wasser fließt entlang der englischen Ostküste nach Süden. Nach unseren Messungen der Jahre 1971 bis 1973 [5] benötigt das Wasser von ca. $57^{\circ}\text{N } 1^{\circ}30'\text{W}$ (Höhe von Aberdeen) bis $53^{\circ}30'\text{N } 02^{\circ}\text{E}$ etwa 1 Jahr mit einer mittleren Transportgeschwindigkeit von 0,6 sm/d bis 0,7 sm/d.

Weitere Untersuchungen der letzten Jahre [7] haben uns einen guten Einblick über die allgemeinen Transportvorgänge in der Nordsee verschafft. Es lassen sich im Prinzip zwei Haupttransportwege beobachten (Abb. 5). Der eine führt vom Englischen Kanal entlang der belgischen, niederländischen, deutschen und dänischen Küsten in das Skagerrak. Das vom Süden kommende Wasser bewegt sich dabei in einem relativ schmalen Streifen entlang der Küste nach Norden. Der andere Weg führt von den Orkney Inseln entlang der englischen Ostküste nach Süden und dann in mehreren Teilströmen quer durch die mittlere und südliche Nordsee in Richtung Skagerrak. Dabei lassen sich in verschiedenen Jahren, möglicherweise als Folge unterschiedlicher meteorologischer Bedingungen, gewisse Schwankungen der Stromrichtung zwischen östlichen und nordöstlichen Richtungen beobachten.

Der letzte Teil des von Norden kommenden markierten Wassers schwenkt bei etwa 53° N nach östlichen Richtungen um und fließt parallel zu dem aus dem Kanal kommenden Wasserkörper in Richtung auf die Westküste Jütlands. Es läßt sich dabei ein steiler Gradient in den Aktivitätskonzentrationswerten des ^{137}Cs zwischen den beiden Wassermassen beobachten. Eine Vermischung der beiden Wasserkörper findet nach unseren Messungen erst nördlich der Deutschen Bucht statt. Das bedeutet, daß nur die Verunreinigungen, die in das durch den Englischen Kanal der Nordsee zugeführten Wasser auf seinem Weg nach Norden gelangen, auch dem Bereich der Deutschen Bucht zugeführt werden. Die aus dem Norden bzw. Westen kommenden Wassermassen fließen normalerweise nördlich an der Deutschen Bucht vorbei.

Beide Wassermassen vereinigen sich im Bereich des Skagerraks. Die Hauptmenge fließt dann durch das Skagerrak

in einem schmalen Streifen (im Mittel nicht breiter als 60 sm bis 90 sm) entlang der norwegischen Küste in das Nordmeer. Wir haben 1972 in der Barentssee bis etwa 72° N und 45° E Aktivitätskonzentrationswerte des ^{137}Cs gemessen, die mit 0,35 pCi/l rund das Dreifache der zur gleichen Zeit im Oberflächenwasser des freien Nordatlantik meßbaren Werte von etwa 0,1 pCi/l betrugen. 1979 konnten wir in der Nähe des Nordkaps ($71^{\circ}20'$ N 25° E) bereits einen Wert von 1,47 pCi/l und westlich von Spitzbergen bei 80° N 09° E im Oberflächenwasser noch 0,34 pCi/l messen.

Ein geringer Teil des dem Skagerrak zugeführten Wassers fließt in die Ostsee. Das bedeutet, daß letzten Endes Wasser aus der Irischen See in die Ostsee gelangt. Da nach den Messungen unserer britischen Kollegen aus Lowestoft die Transportzeit aus der Irischen See bis zum Pentland Firth normalerweise etwa 2 Jahre beträgt, dürfte die Transportzeit über die Gesamtstrecke von der Irischen See bis in die Ostsee etwa bei 4 bis 5 Jahren liegen. Diese Ergebnisse zeigen deutlich, in welchem Ausmaß auch weit voneinander entfernt erscheinende Meeresgebiete zusammenhängen können.

Erstaunlich war auch unsere Feststellung, daß anscheinend das gesamte aus der Irischen See nach Norden ausströmende Wasser im Bereich der Orkney Inseln in die Nordsee gelangt. Ein direkter Transport in die Norwegische See, mit dem westlich der Hebriden nach Norden gerichteten Atlantischen Strom, konnte bisher nicht beobachtet werden.

Schlußfolgerungen

In Schelfmeeren erfolgt der Haupt-Wassermassentransport grundsätzlich überwiegend in relativ schmalen Bereichen entlang der Küste. Dies läßt sich aus den Messungen der Jahre 1971 bis 1978 [5, 6] im Bereich der Hebriden, der gesamten Nordsee sowie entlang der norwegischen Küste sowohl in den Bereichen der Norwegischen See als auch der Barentssee gut erkennen.

Bei einer Einleitung von Abfall-Lösungen in Küstengewässer wird man also immer damit rechnen müssen, daß dieses Wasser über lange Strecken entlang der Küste transportiert werden kann. Eine Verdünnung der im Wasser gelösten Stoffe findet dabei nur langsam statt, da die reinen Transportvorgänge die Vermischungsvorgänge in ihrer Geschwindigkeit meist deutlich zu übersteigen scheinen. Das kann einen Transport stärker verschmutzter Wassermassen über lange Zeiten und über sehr große Strecken bedeuten, wobei die höchsten Konzentrationen der dem Meer zugeführten Schadstoffe und damit deren größte Wirksamkeit auf die Biosphäre vorwiegend im küstennahen Bereich zu erwarten sein werden.

Die hier aufgeführten radiologischen Untersuchungen im Tiefseebereich beziehen sich nur auf die Verteilung von Falloutprodukten, d. h. auf Transportmechanismen von der Meeresoberfläche nach der Tiefe zu. Trotzdem stellen sie eine deutliche Warnung dar, wie verschieden Radionuklide mit relativ geringen unterschiedlichen biologischen und chemischen Verhaltensweisen unter vergleichsweise einfachen und übersichtlichen Bedingungen sich verhalten können. Eine ähnliche, wahrscheinlich wesentlich größere Komplexität darf man wohl auch für Transportvorgänge von unten nach oben sowie auch in horizontaler Richtung im

Meer annehmen. Auch in der Tiefsee ist es durchaus möglich, daß begrenzte stärker verschmutzte Wasserkörper über große Strecken transportiert werden können, ohne einer nennenswerten bzw. schnellen Verdünnung durch das umgebende Wasser zu unterliegen.

Bei allen Überlegungen über die Einbringung radioaktiver Abfälle in das Meer, sei es in verpackter Form oder durch eine offene Ableitung von Abfall-Lösungen in die küstennahe See, muß man sorgfältig die Eigenheiten der Isotope jedes einzelnen Elementes in bezug auf sein chemisches und biologisches Verhalten im Meeresbereich beachten. Trotzdem muß man damit rechnen, selbst bei klar erscheinenden Verhältnissen in vielen Fällen zu überraschenden und unerwarteten Ergebnissen zu gelangen.

Insgesamt gesehen ist sicher nichts gegen die im Augenblick der Tiefsee zugeführten verpackten radioaktiven Abfallmengen einzuwenden. Insbesondere das Tritium und geringe Radiummengen dürften als ungefährlich anzusehen sein. Einer Erhöhung der Abfallmengen sollte man aber sehr kritisch gegenüberstehen. Insbesondere Isotope sehr langer Halbwertszeit und großer biologischer Wirksamkeit wie z. B. Jod 129 sollte man von einer Versenkung weitgehend ausschließen. Für die Frage einer Einbringung radioaktiver Edelgase wie ^{85}Kr in größeren Mengen müßten noch einige Verbesserungen des Kenntnisstandes über das Verhalten dieses Nuklids im Meer erfolgen. Außerdem stehen einer Einbringung größerer Mengen ^{85}Kr in konzentrierter Form die derzeitigen Vorschriften der Londoner Konvention entgegen.

Materialien

Das z. Z. genutzte Versenkungsgebiet für verpackte niedrig aktive Abfälle im Iberischen Becken befindet sich bei $45^{\circ}50'$ N bis $46^{\circ}10'$ N und 16° W bis $17^{\circ}30'$ W.

Tabelle 1

Wichtigste im Meerwasser vorhandene
natürliche Radionuklide [8]

Isotop	Strahlung	HWZ	Spezifische Aktivität pCi/l
K-40	$\beta + \gamma$	$1,28 \times 10^9 \text{ a}$	320
Rb-87	β	$4,7 \times 10^{10} \text{ a}$	2,9
Ra-226	α	1622 a	0,1
Zerfallsreihe } U-238 }	α	$(4,5 \times 10^9 \text{ a})$	$\sim 0,1$
	β		$\sim 0,5$

Tabelle 2

Mengen (Curie/Jahr) der in den vom Centre de La Hague dem
Küstengewässer zugeführten radioaktiven Abwässern haupt-
sächlich enthaltenen Radionuklide [9]

Nuklid	1976	1977
Ru-106	15 004	14 591
Cs-137	939	1 372
Sr-90	1 078	1 965
Ce-144	157	135
Zr-95	92	20
Sb-125	971	1 481

Tabelle 3

Abgabemengen flüssiger radioaktiver Abfälle (Curie/Jahr)
von der Wiederaufbereitungsanlage in Windscale in die
Küstengewässer

Radionuklid	genehmigte Auslaßmenge [10]	1976 [11]	1977 [12]
Total-Beta	300 000	183 482*	192 768
Ru-106	60 000	20 698	22 053
Sr-90	30 000	10 344	11 534
Total-Alpha	6 000	1 614	1 241

* In den Total-Beta-Abfällen waren 1976 115 926 Ci Cs-137
und 3 996 Ci Ce-144 enthalten.

Literatur

- [1] Kautsky, H., K.P. Koltermann, G. Prahm: Iberische Tiefsee, hydrographische und radiologische Untersuchungen. DHI, Meereskundliche Beobachtungen und Ergebnisse Nr. 45, Hamburg 1977.
- [2] Kautsky, H.: Distribution of radioactive fallout products in Atlantic water between 10° S and 81° N during the years 1969 and 1972. Deutsche Hydrogr. Z. 30, 216-227 (1977).
- [3] Kautsky, H.: Distribution of radioactive fallout products in the water of the North Atlantic and the Barents Sea during the year 1972. Isotope Marine Chemistry, Japan (1980), im Druck.
- [4] Kautsky, H.: Die Vertikalverteilung radioaktiver Falloutprodukte im westlichen Mittelmeer in den Jahren 1970 und 1974. Deutsche Hydrogr. Z. 30, 175-184 (1977).
- [5] Kautsky, H.: The distribution of the radio nuclide caesium 137 as an indicator for North Sea water mass transport. Deutsche Hydrogr. Z. 26, 241-246 (1973).
- [6] Jefferies, D.F., A. Preston, A.K. Steele: Distribution of caesium 137 in British coastal waters. Mar. Poll. Bull. 4, 118-122 (1973).
- [7] Kautsky, H., D.F. Jefferies, A.K. Steele: Results of the Radiological North Sea Programme (RANOSP) 1974 to 1976. Deutsche Hydrogr. Z. 33, im Druck (1980).

- [8] Joseph, A.E., P.F. Gustafson, I.R. Russel, E.A. Schnert, H.L. Volchok, A. Templin: Sources of radioactivity and their characteristics. Radioactivity in the Marine Environment, National Academy of Sciences (1971) S. 6.
- [9] Ancellin, J., P. Bovard: Données radioécologique concernant le site marin de La Hague. Marine Radioecology, Proc. Third NEA Seminar Tokyo 1979, OECD (1980) S. 187.
- [10] Mitchell, N.T.: Radioactivity in surface and coastal waters of the British Isles 1970. Techn. Rep. Fish. Radiobiol. Lab., MAFF Direct. Fish. Res. Lowestoft, FRL 8 (1971).
- [11] Anonym: Atom No. 251 (1977) S. 242.
- [12] Hunt, G.J.: Radioactivity in surface and coastal waters of the British Isles 1977. MAFF Direct. Fish. Res. Lowestoft, Aquatic Environment Monitoring Rep. No. 3 (1979).

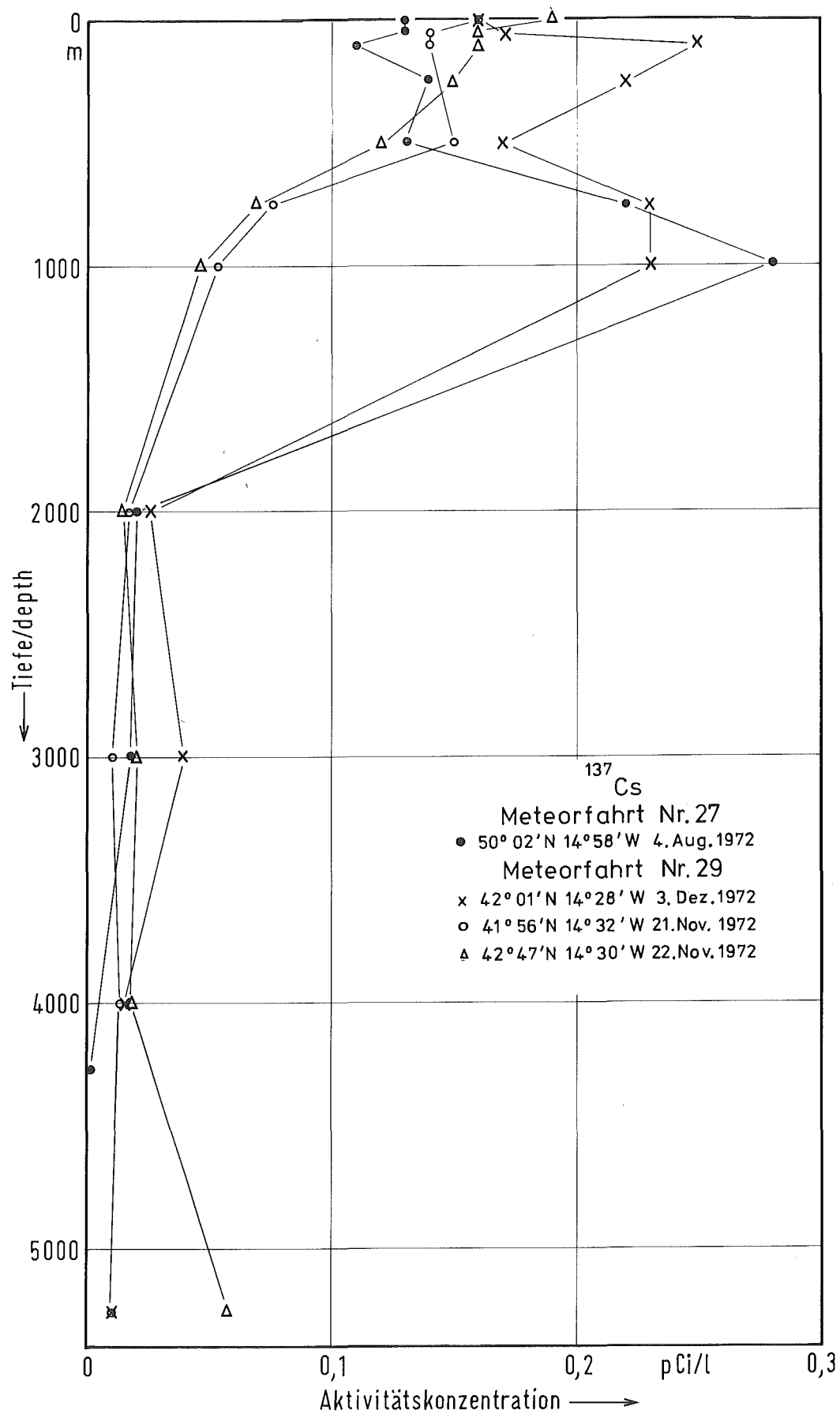


Abb. 1

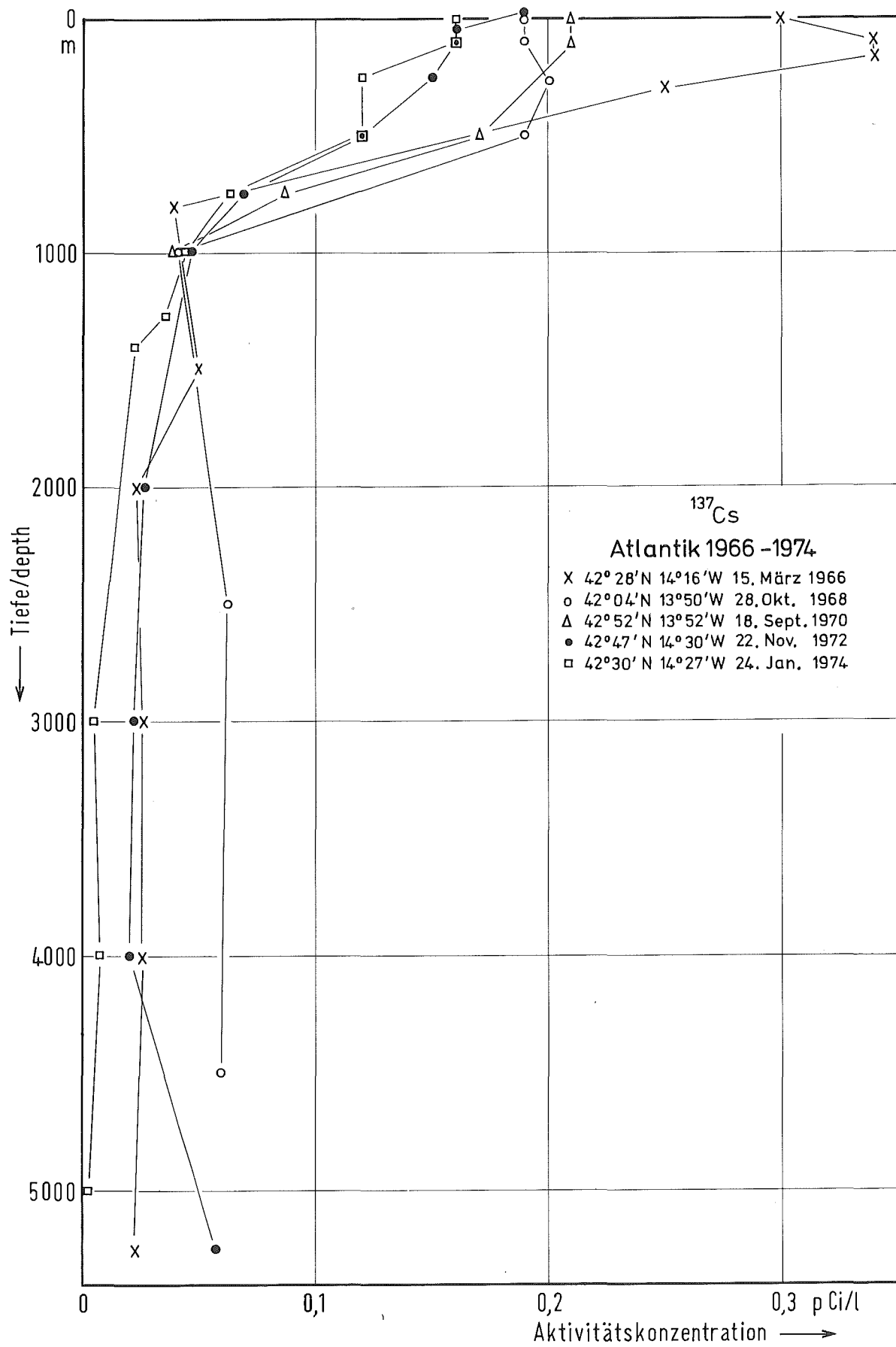


Abb. 2

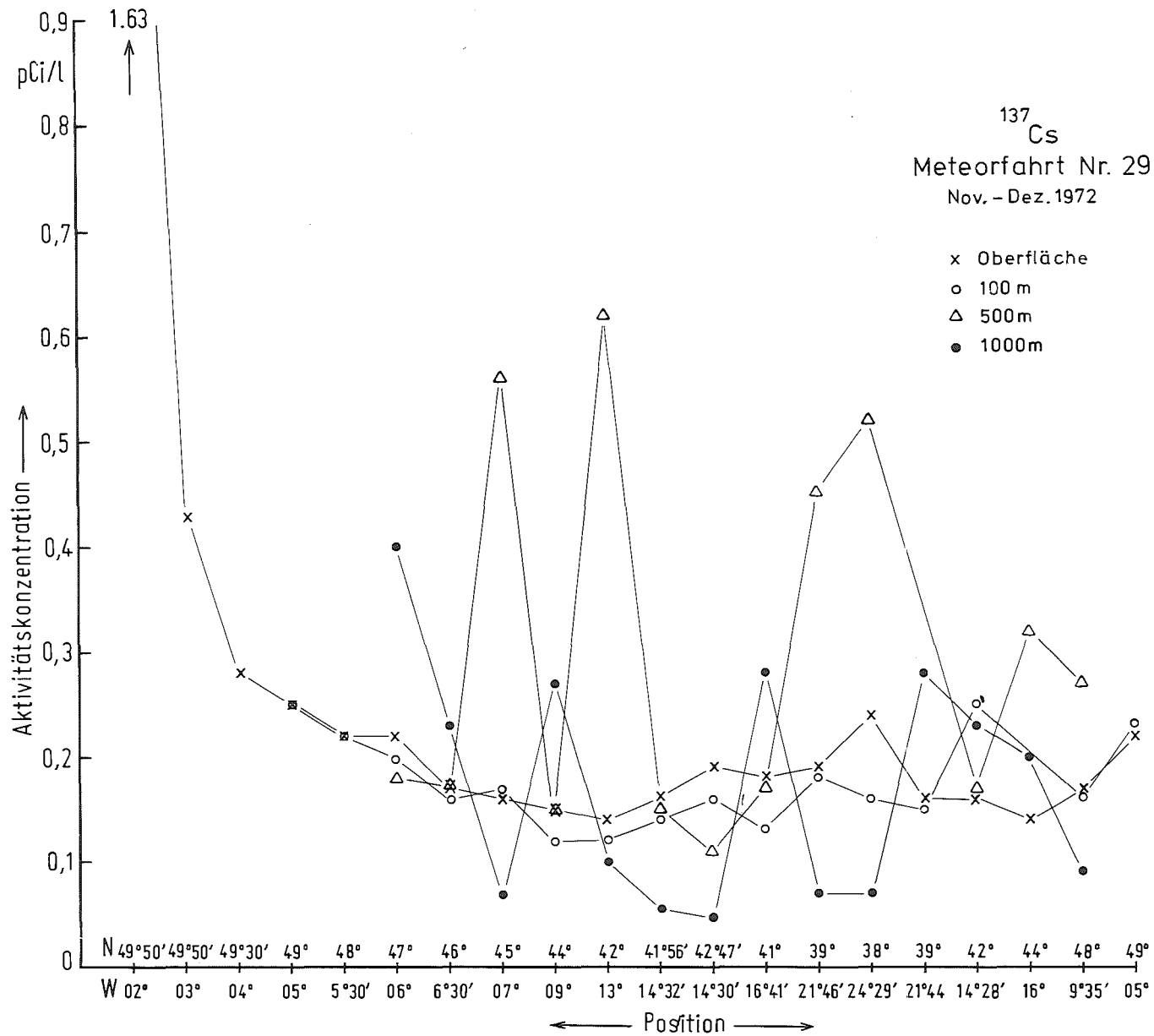


Abb. 3

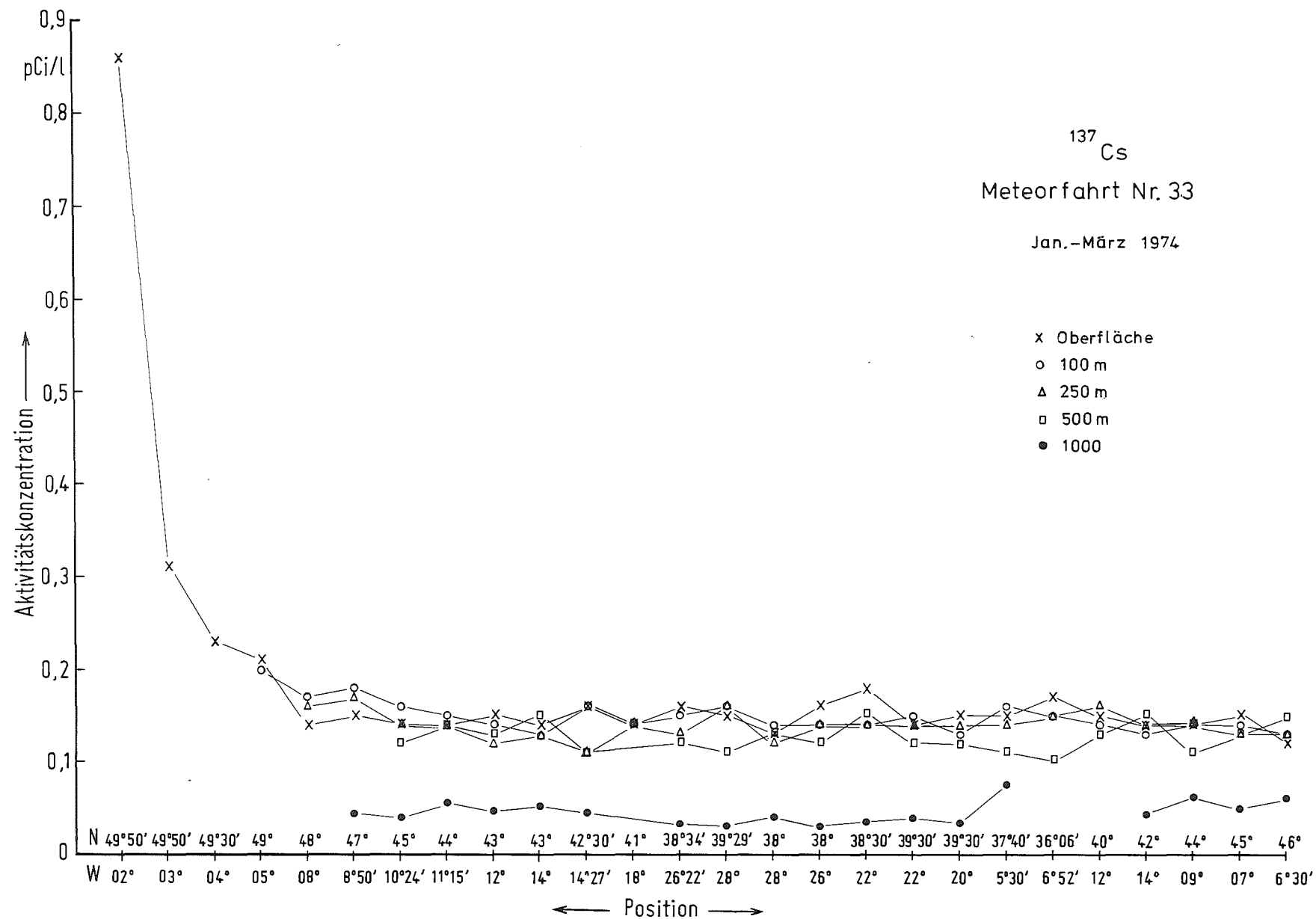


Abb. 4

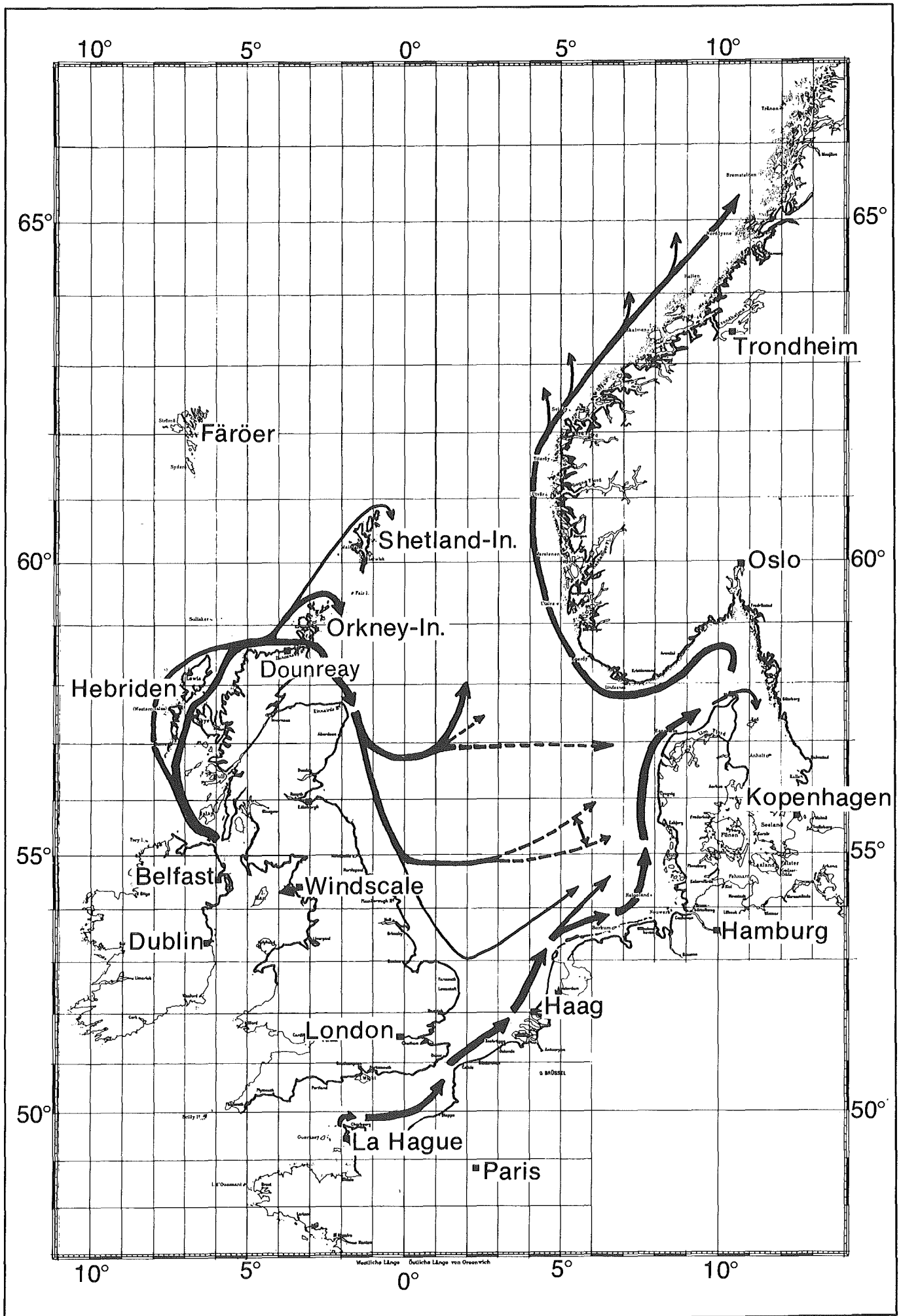


Abb. 5

RADIOÖKOLOGIE DER TIEFSEE

BIOLOGISCHE ASPEKTE DER VERSENKUNG UND LAGERUNG RADIOAKTIVER ABFÄLLE IN UND AUF DEN SEDIMENTEN DER TIEFSEE

W. Feldt

*Isotopenlaboratorium der Bundesforschungsanstalt für Fischerei,
Hamburg*

Kurzfassung

Die aus im Meer versenkten Fässern freiwerdende Aktivität wird von den Organismen des Benthos aufgenommen und kann sehr viel schneller an die Oberfläche gelangen, als dies durch vertikale Diffusion oder durch Strömungen allein zu erwarten ist. Die Dichte der Biomasse ist in Oberflächennähe am größten, steigt nach neueren Vorstellungen dicht über dem Tiefseeboden jedoch erneut an, so daß etwa zwischen 2000 und 4000 m Tiefe ein "Flaschenhals" in der Verteilung auftritt. Die Weite dieses Flaschenhalses dürfte den Vertikaltransport wesentlich mitbestimmen. Unsere Kenntnisse über die Verhältnisse in der Tiefsee sind so spärlich, daß quantitative Aussagen über den biologischen Vertikaltransport Benthos-Oberfläche als Spekulation angesehen werden müssen.

Den verschiedenen Methoden der Abfallbeseitigung (Meeresversenkung schwach- und mittelaktiver Abfälle und Einbringung hochaktiver Abfälle in den Meeresboden) gemeinsam ist die Strahlenexposition der Tiefseeorganismen. Ihre Strahlenempfindlichkeit ist unbekannt und damit auch die Störung, die das Tiefseeökosystem erfahren kann. Bevor daher diese Arten der Abfallbeseitigung als unbedenklich angesehen werden können, bedarf es weiterer internationaler Forschungsaktivitäten auf dem Gebiet der Tiefsee-Radioökologie.

Abstract

The activity released from sea-dumped containers is absorbed by the organisms of the benthos and may therefore reach the surface very much faster than it should be expected by vertical diffusion or by currents alone. The density of the biomass has a maximum near the surface but increases again, according to recent assumptions, directly above the sea-floor resulting in the occurrence of a "bottle neck" in the distribution between 2000 m and 4000 m of depth. The width of this bottle neck might essentially contribute to the vertical transport. Our knowledge of the conditions in the deep sea is so sparse that quantitative statements on the vertical transport benthos-surface must be regarded as speculations.

The different methods of waste disposal (sea-dumping of low- and intermediate-level wastes, and burying of high-level wastes in the sea ground) have got in common the radiation exposure of the abyssal organisms. Their sensitivity to radiation is unknown, and therefore also the disturbance which may be imposed on the abyssal ecosystem. Thus further international research activities on the subject of deep-sea radioecology are necessary before these methods of waste disposal may be considered as safe.

1. Einleitung

Es ist eine Grundregel menschlicher Kultur, daß entstehende Abfälle außerhalb des unmittelbaren Lebensraumes in einer Weise beseitigt werden, die keine negativen Auswirkungen auf den Menschen befürchten läßt. So wird bereits im 5. Buch Moses (Kap. 23, 13-14) berichtet, wie die Israeliten im Kriegslager in der Wüste außerhalb des Lagers ihre Notdurft zu verrichten hatten und die Exkremente im Wüstensand zu verscharren waren.

Was dem Israeliten die Wüste, ist dem Europäer zunehmend das Meer. Während die alten Rittersleute noch ihre Abfälle in den Burggraben plumpsen ließen, lassen sie die Bürger Hamburgs in die Nordsee plumpsen oder - wie man heute sagt - verklappen.

Die Qualität der Abfälle, mit denen wir es in unserer Veranstaltung heute zu tun haben, ist sicher eine ganz andere als bei den vorgenannten Abfällen, doch die Mentalität der Abfallbeseitiger hat immer noch etwas von den alten Rittersleuten des Mittelalters an sich.

Das Grundkonzept, um nicht zu sagen die Grundhoffnung bei der Versenkung radioaktiver Stoffe in das Meer läßt sich folgendermaßen kurz zusammenfassen:

- Die Versenkung erfolgt weit entfernt von jedem Bereich menschlicher Tätigkeiten in verhältnismäßig unzugänglichen Gebieten und ist durch riesige Wasserschichten abgeschirmt.
- Die auf dem Meeresgrund herrschenden Strömungen sorgen bei geeigneter Konditionierung der Abfälle dafür, daß freiwerdende Aktivitäten stark verdünnt werden.
- Die Verfrachtung der Aktivität erfolgt über große Zeiträume, so daß die radioaktiven Stoffe in vom Menschen genutzte Lebensräume erst dann eintreten, wenn sie durch die Verdünnung und das physikalische Abklingen der Aktivität auf tolerierbare Konzentrationswerte abgesunken sind, wobei wir uns nicht darüber streiten wollen, was tolerierbar ist.
- Der biologische Vertikaltransport ist zu vernachlässigen.

Im folgenden möchte ich versuchen, Ihnen einige Informationen über die Struktur und Funktion des Lebens in den Tiefseegebiete-

ten zu geben, wobei uns gemeinsam deutlich wird, welche gewaltigen Lücken in diesem speziellen Wissensgebiet der Ökologie und insbesondere der Radioökologie bestehen. Sie werden dann auch verstehen, warum viele Biologen ein ungutes Gefühl bekommen, wenn sozusagen 'vor aller Erkenntnis' Entscheidungen getroffen werden, die eine große Tragweite besitzen können.

2. Die biologische Struktur des Lebensraumes der Tiefsee

Das Leben auf dem Tiefseeboden kann nur im Zusammenhang mit der darüber befindlichen Wassersäule gesehen werden. Die Ernährungsgrundlage der Meeresfauna bilden die ausschließlich in dem schmalen Bereich zwischen Meeresoberfläche und der Tiefe von etwa 400 m lebenden pflanzlichen Organismen (Bild 1).

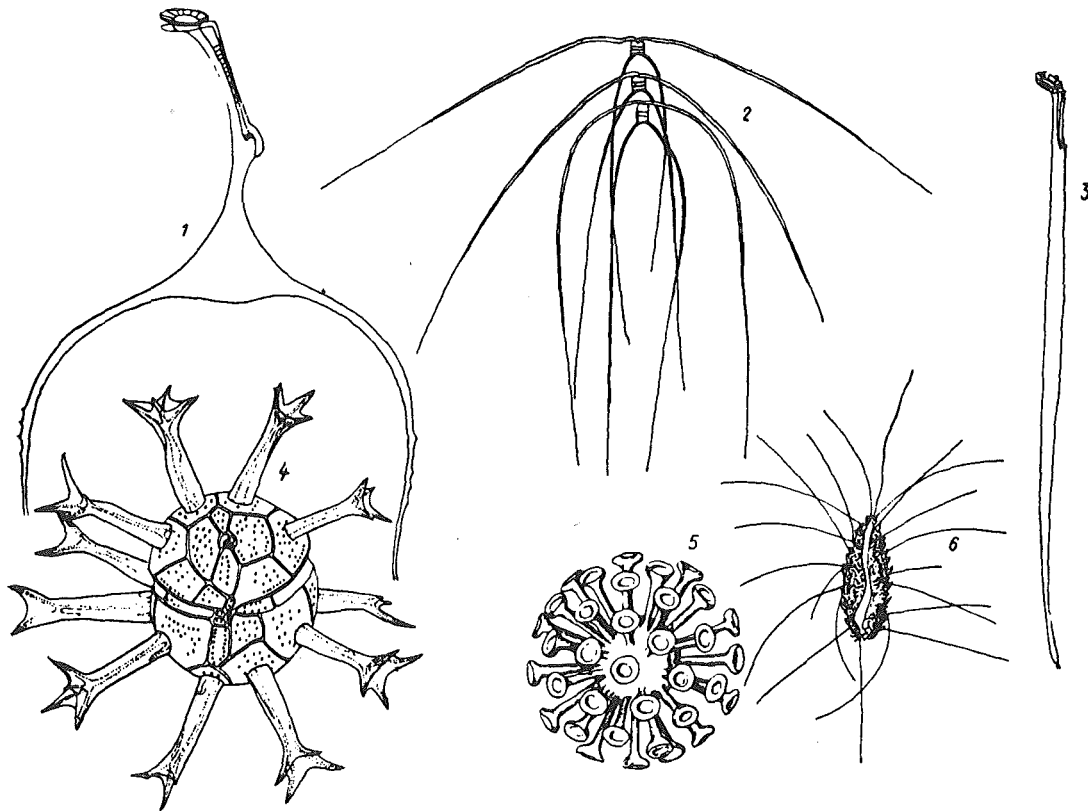


Bild 1: Phytoplankton (Diatomeen)

Bei den Tieren unterscheiden wir die große Lebensgemeinschaft des Pelagial, d.h. alle im freien Wasser lebenden Tiere, von der Lebensgemeinschaft des Benthos, d.h. alle am Boden lebenden Tiere. Die pelagischen Lebewesen, die ein gutes Schwimmvermögen besitzen und große Wanderungen durchführen können, gehören zum Nekton, wie z.B. die Fische. Ihnen steht gegenüber das Plankton. Hier handelt es sich um Lebewesen, die vornehmlich im Wasser schweben und nur begrenzte Wanderungen, insbesondere in der vertikalen Richtung, durchführen können.

In den Abbildungen 2-9 sind einige Organismen des Pelagial wiedergegeben, die wir auf der 93. Reise der "Anton Dohrn" in den Versenkungsgebieten der NEA gefangen haben (Juni 1979). In den Abbildungen 10-14 werden einige Organismen des Benthos wiedergegeben, die auf derselben Reise gefangen wurden.

Die Tiere der tieferen Meeresschichten müssen, sofern sie nicht Räuber sind, ihre Ernährung aus dem dauernden Regen herabsinkender toter Pflanzen und Tiere bestreiten. Die Zahl der Arten und Individuen nimmt mit der Tiefe stetig ab. In 4000-5000 m Tiefe haben wir nur noch etwa 1/10 des in 200 m Tiefe vorhandenen Bestandes. In Bild 15 ist schematisch die Vertikalverteilung von Zooplankton dargestellt, wobei durch danebenstehende Pfeile die Vertikalwanderung beschrieben wird, die die Kette des Fressens und Gefressenwerdens von der Oberfläche bis zur Tiefe darstellt. Wieweit ein vertikaler biologischer Transport auch in der umgekehrten Richtung möglich ist, wissen wir noch nicht deutlich genug. Diese Richtung ist gestrichelt gezeichnet. Die Aufnahme und der Transport von Nährstoffen und damit auch der radioaktiven Stoffe erfolgt jedoch nicht nur durch das "Fressen und Gefressenwerden", sondern auch durch die Aufnahme der Stoffwechselprodukte direkt aus dem Wasser. Bild 16 zeigt den "Stoffwechselbaum" der Tiefsee, der mit Sicherheit einen Stofftransport in beiden vertikalen Richtungen möglich macht. Daneben ist in der Abbildung auch die Möglichkeit angedeutet, daß durch die horizontale Mobilität der Organismen des Benthos eine Verfrachtung auch in der Ebene erfolgen kann.

Der Umfang des biologischen Vertikaltransportes ist abhängig von den jeweiligen Bedingungen des Lebensraumes. Zwei Grundgrößen hängen eng zusammen: die Primärproduktion und die Größe der Benthosbiomasse. Die Primärproduktion ist in den einzelnen Meeresgebieten sehr unterschiedlich, wie in Bild 17 dargestellt ist. In den Versenkungsgebieten der NEA fanden wir durch Messung mit der C-14-Methode in situ die Werte 380 resp. 150 mg C/m²·d. In Bild 18 ist die Verteilung der Benthosbiomasse der Weltmeere wiedergegeben. In den Versenkungsgebieten der NEA ist mit einer Benthosbiomasse von 1-10 g Feuchtgewicht/m² zu rechnen.

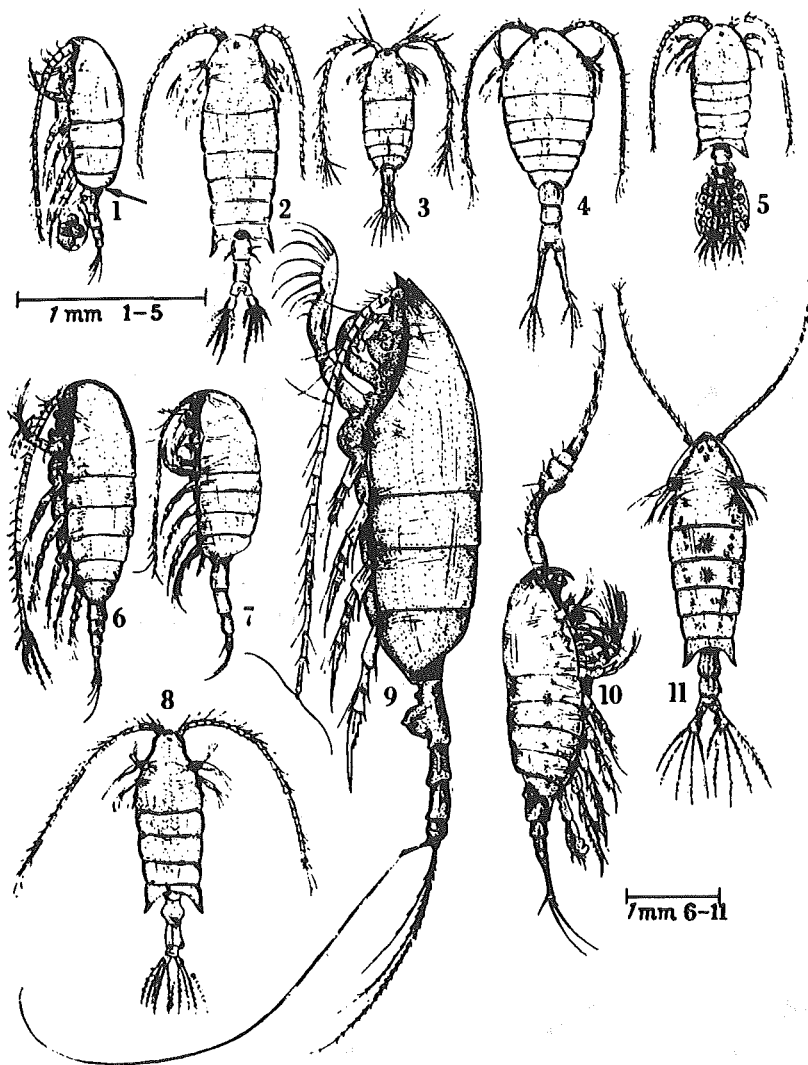


Bild 2: Zooplankton (Copepoda)

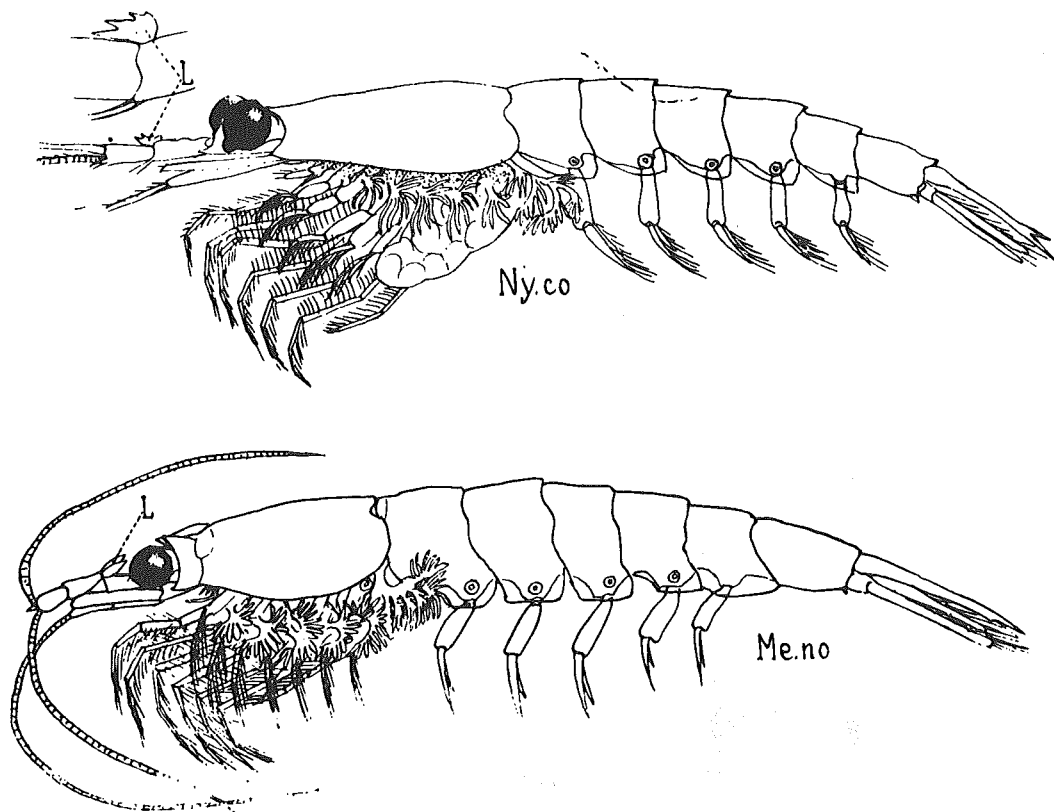


Bild 3: Zooplankton (Euphausiacea)

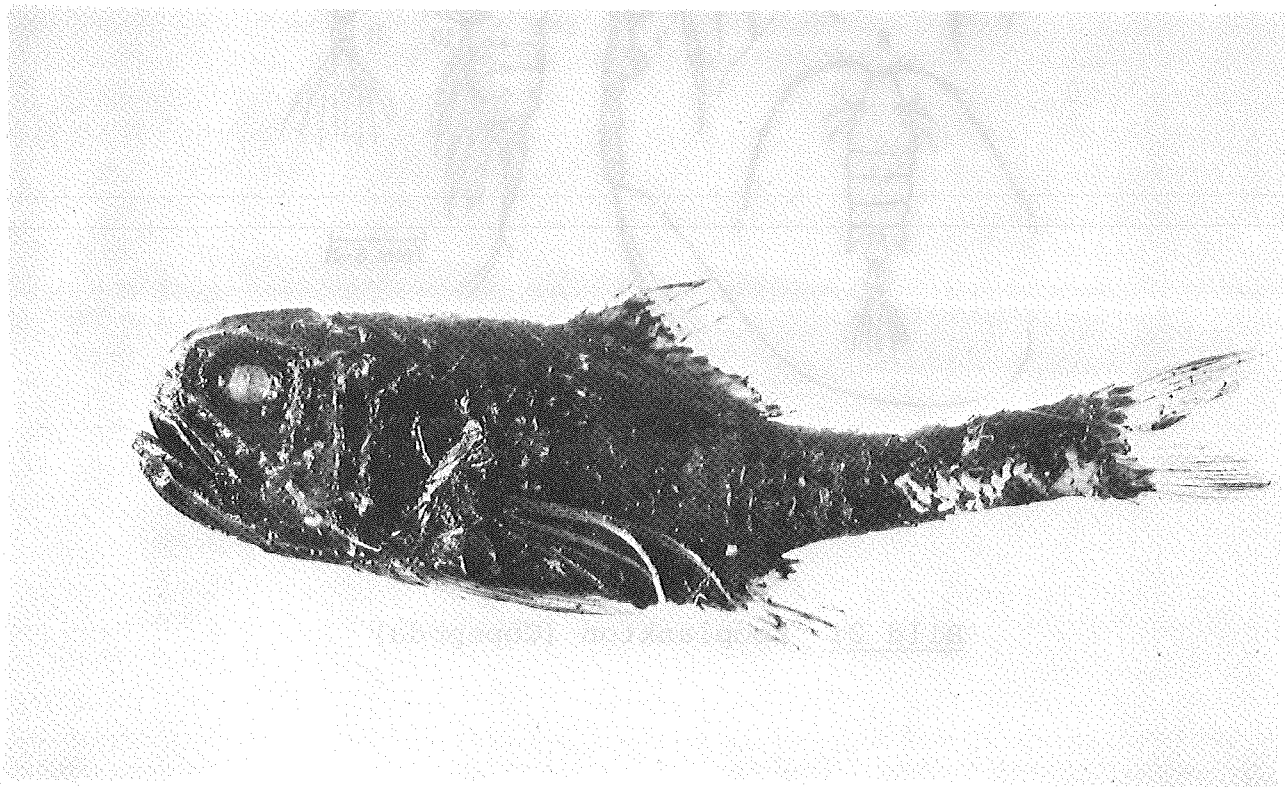


Bild 4: Agyropelecus

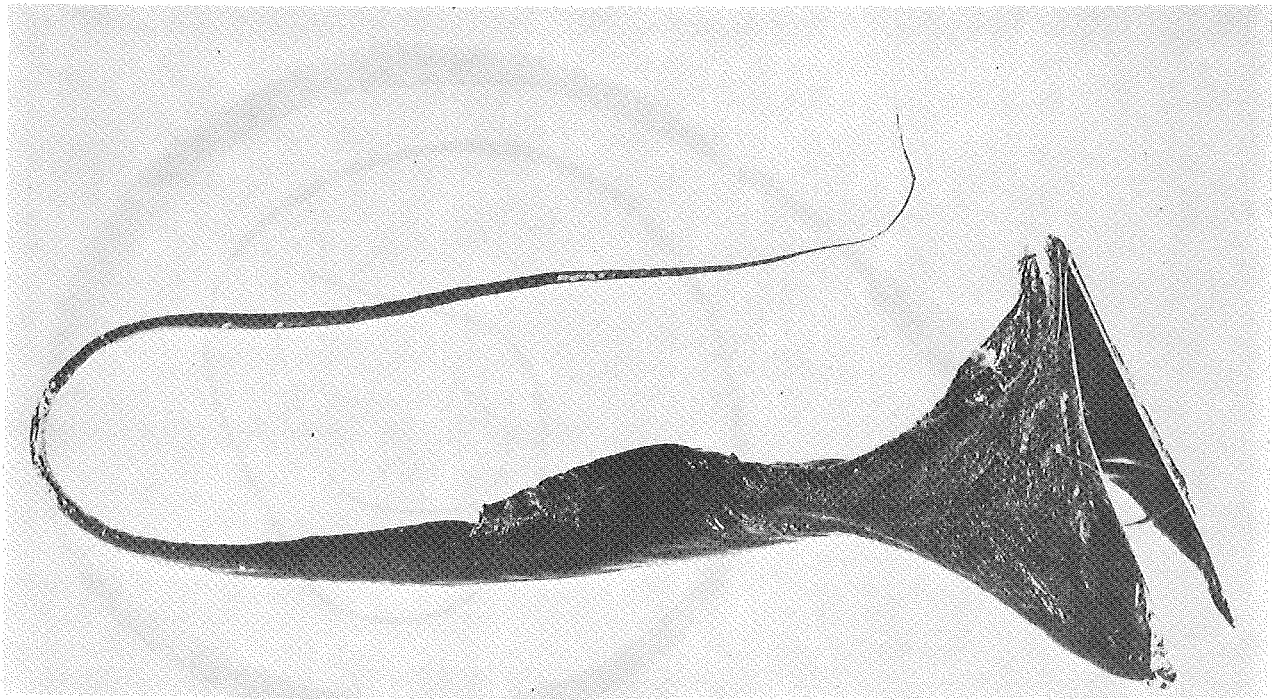


Bild 5: Saccopharyngiformes

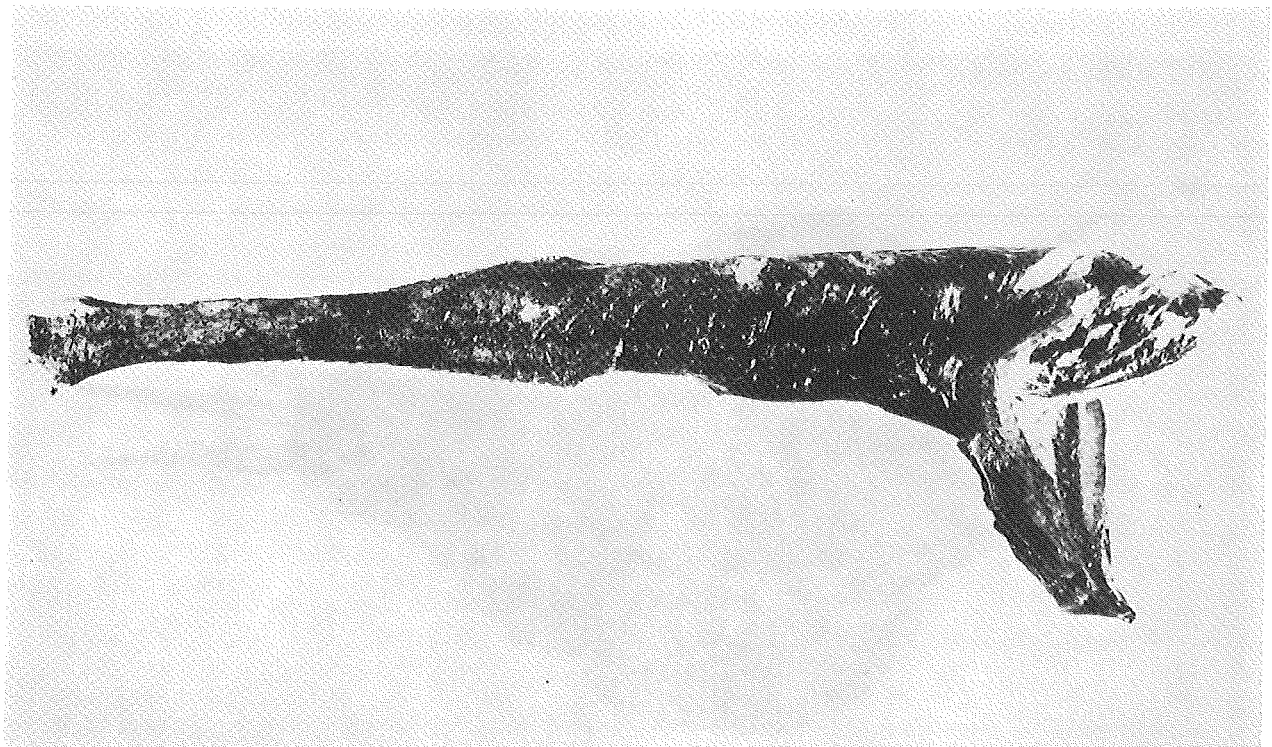


Bild 6: Stomatidae

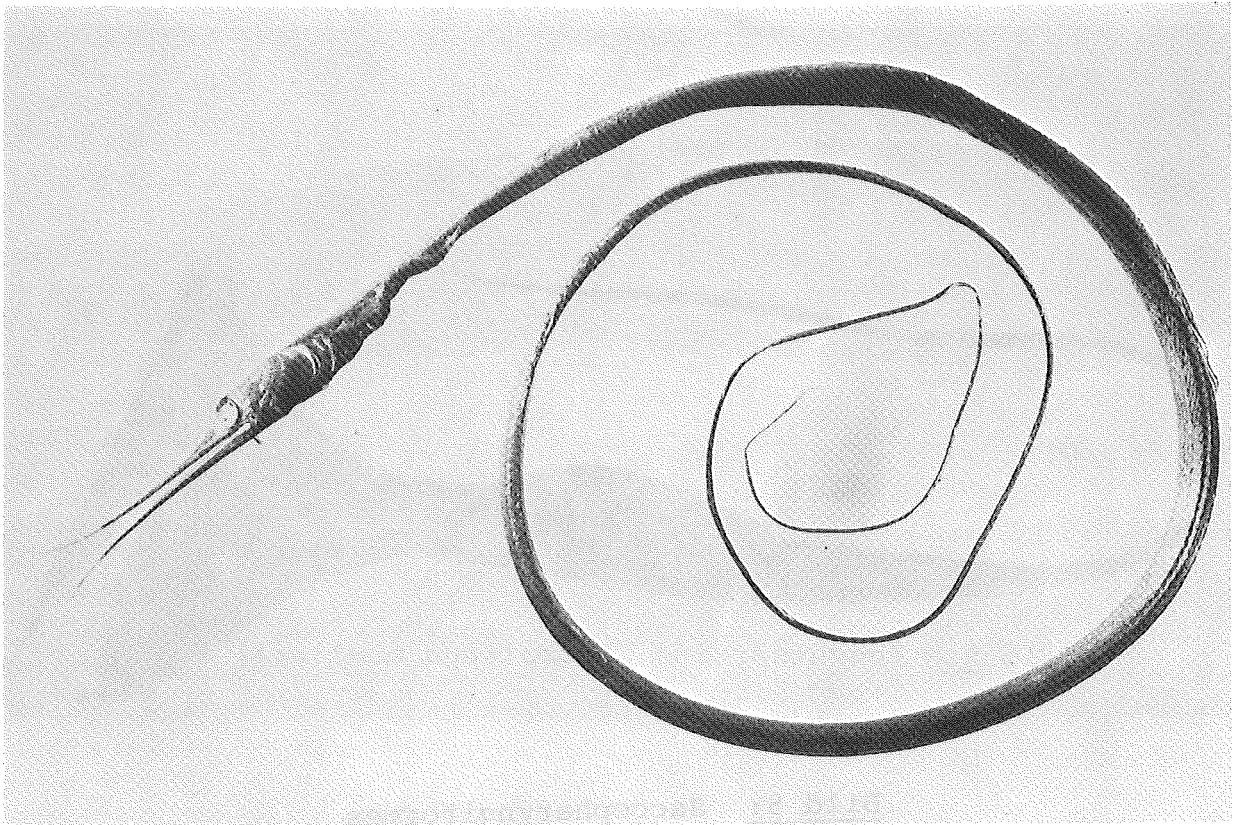


Bild 7: Nemichthyidae

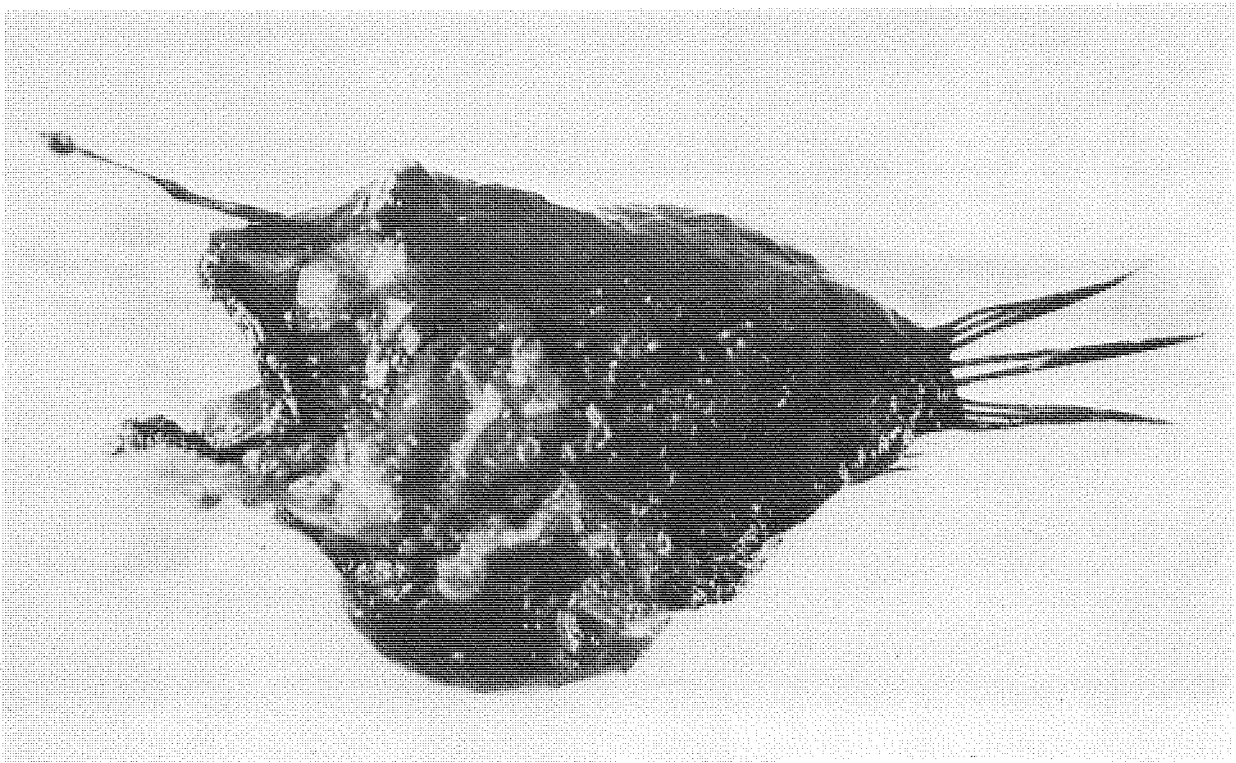


Bild 8: Tiefsee-Angler (Melanocetes)

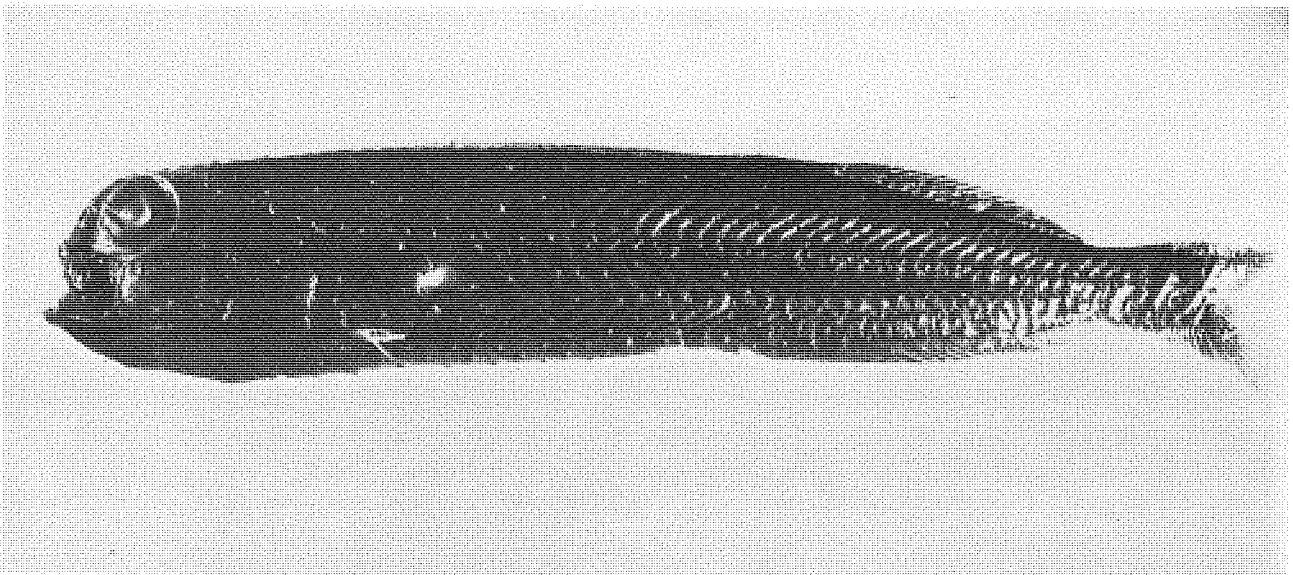


Bild 9: Leuchtsardine (*Maurolicus muelleri*)

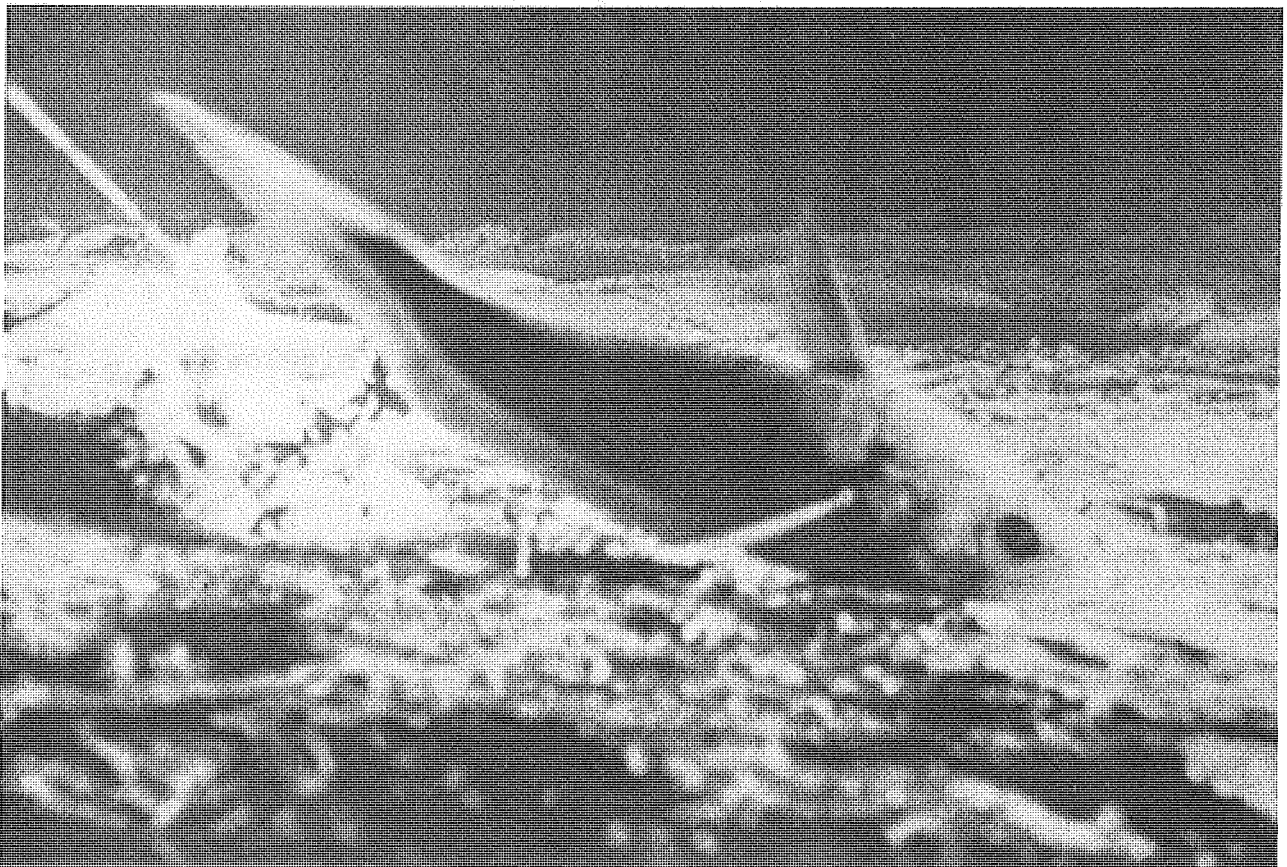


Bild 10: Seeratte (*Coryphoenides serratus*)

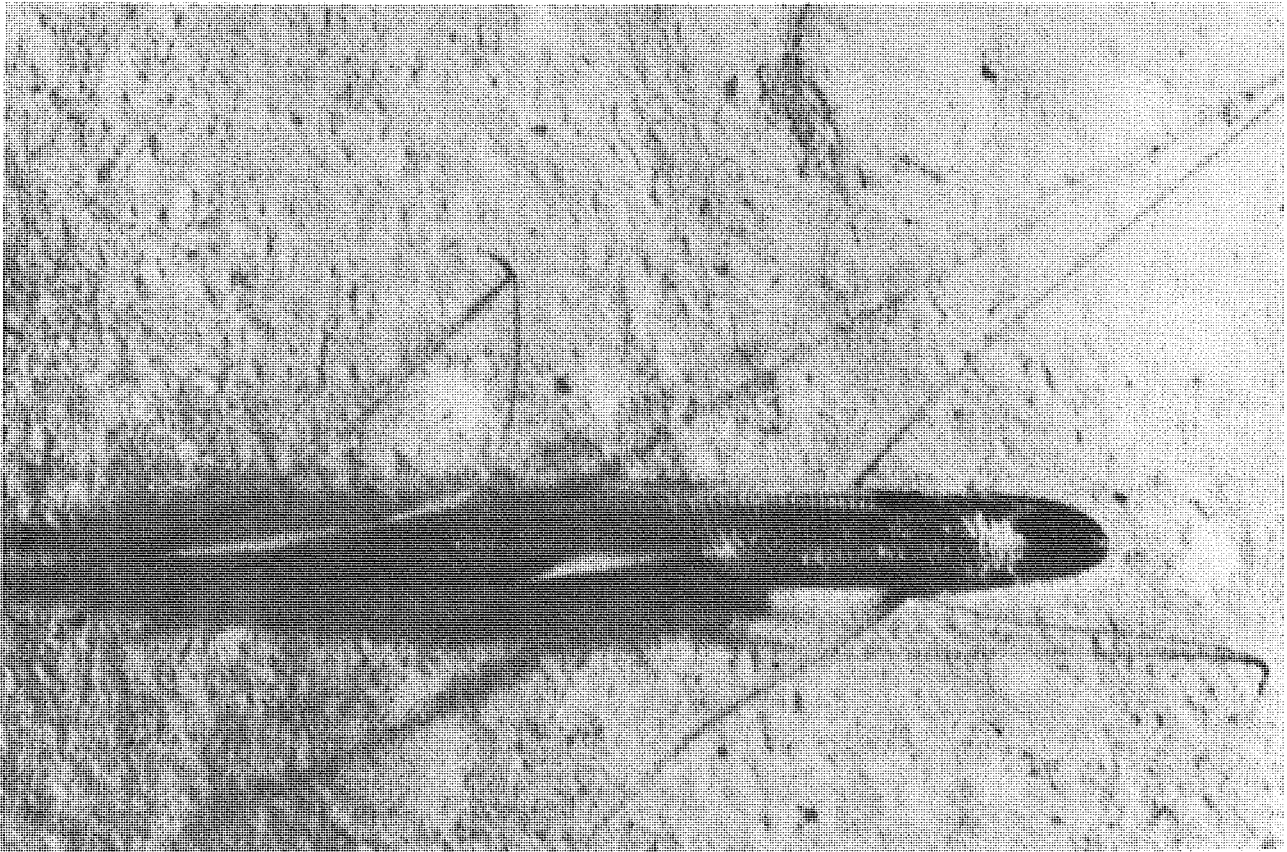


Bild 11: Spinnenfisch (*Bathypterois bigelowi*)

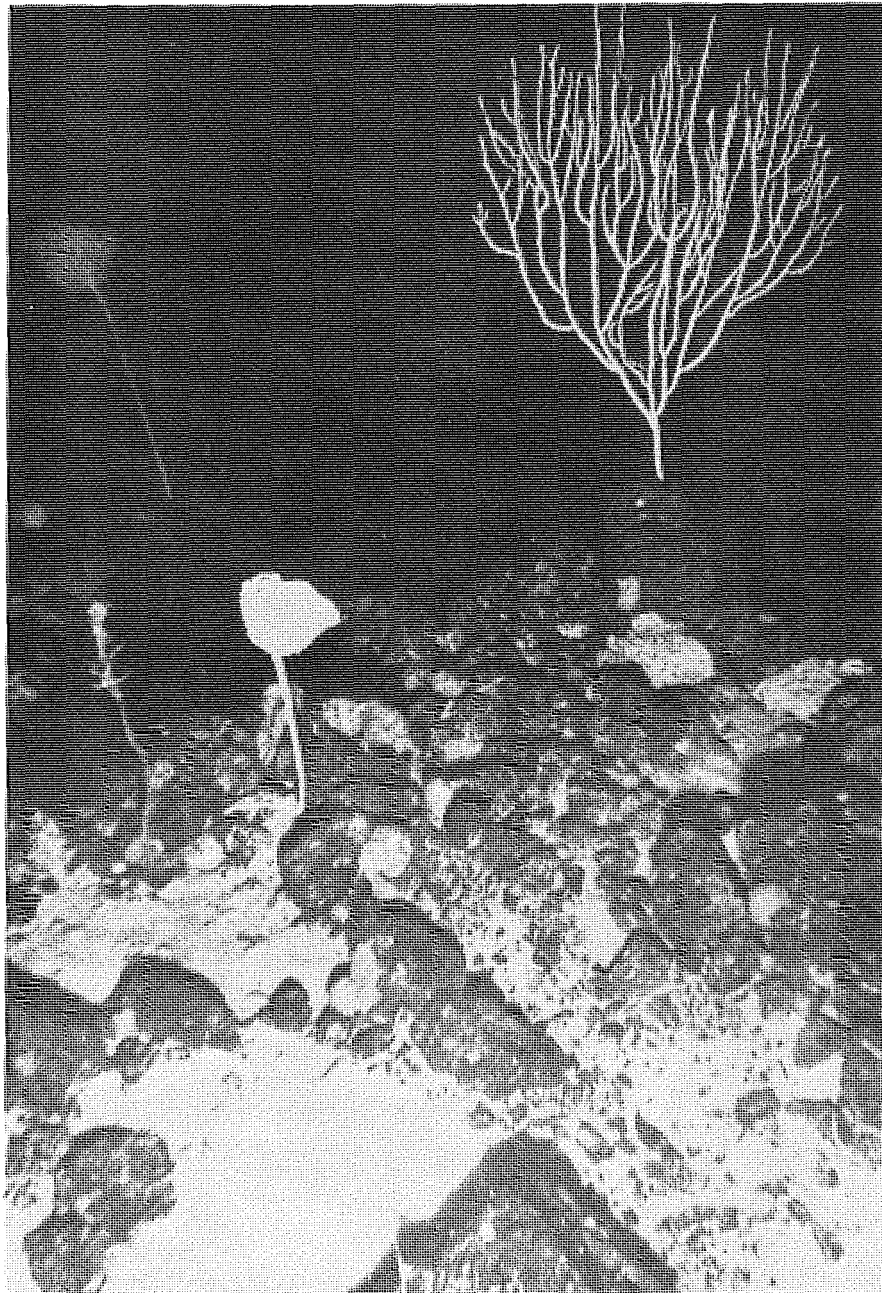


Bild 12: Schwämme

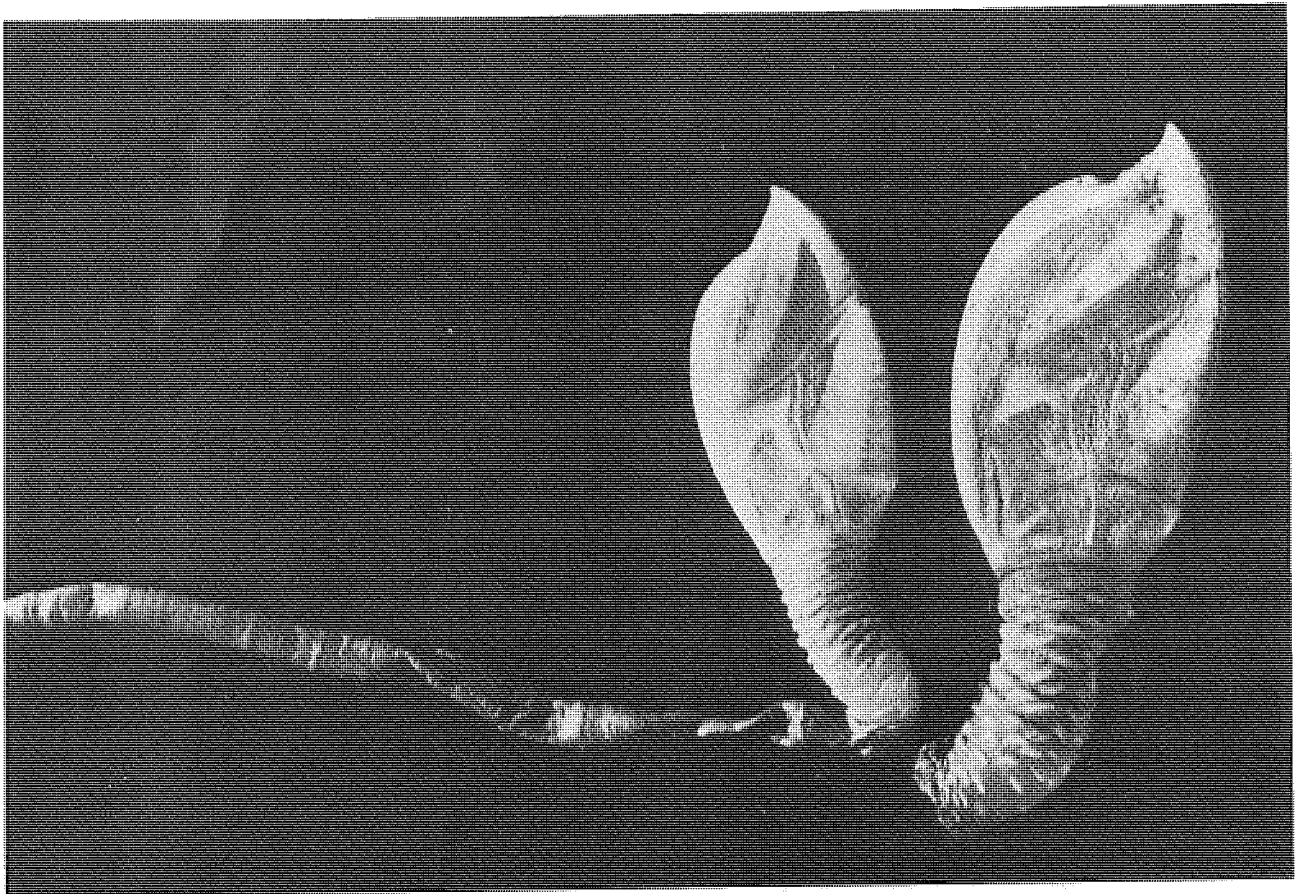


Bild 13: Entenmuschel (Cirripedia)

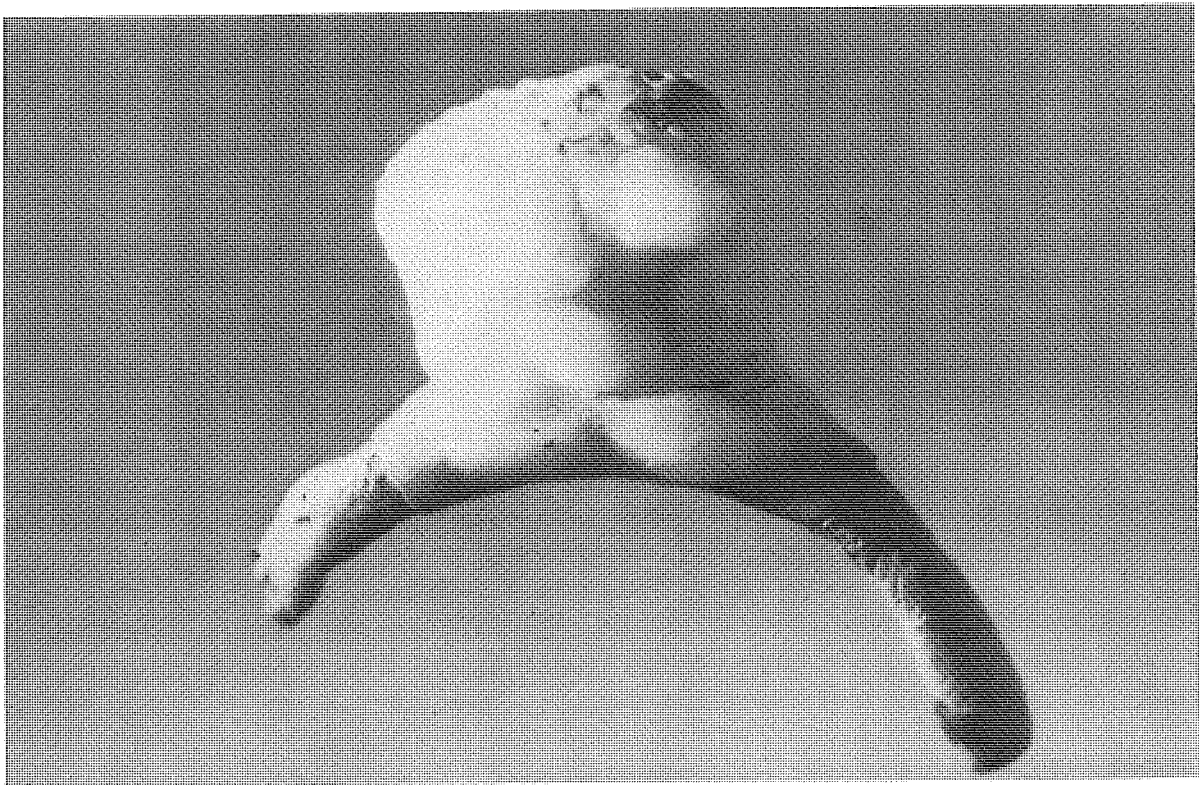


Bild 14: Actinaria (Chitonatus abyssorum)

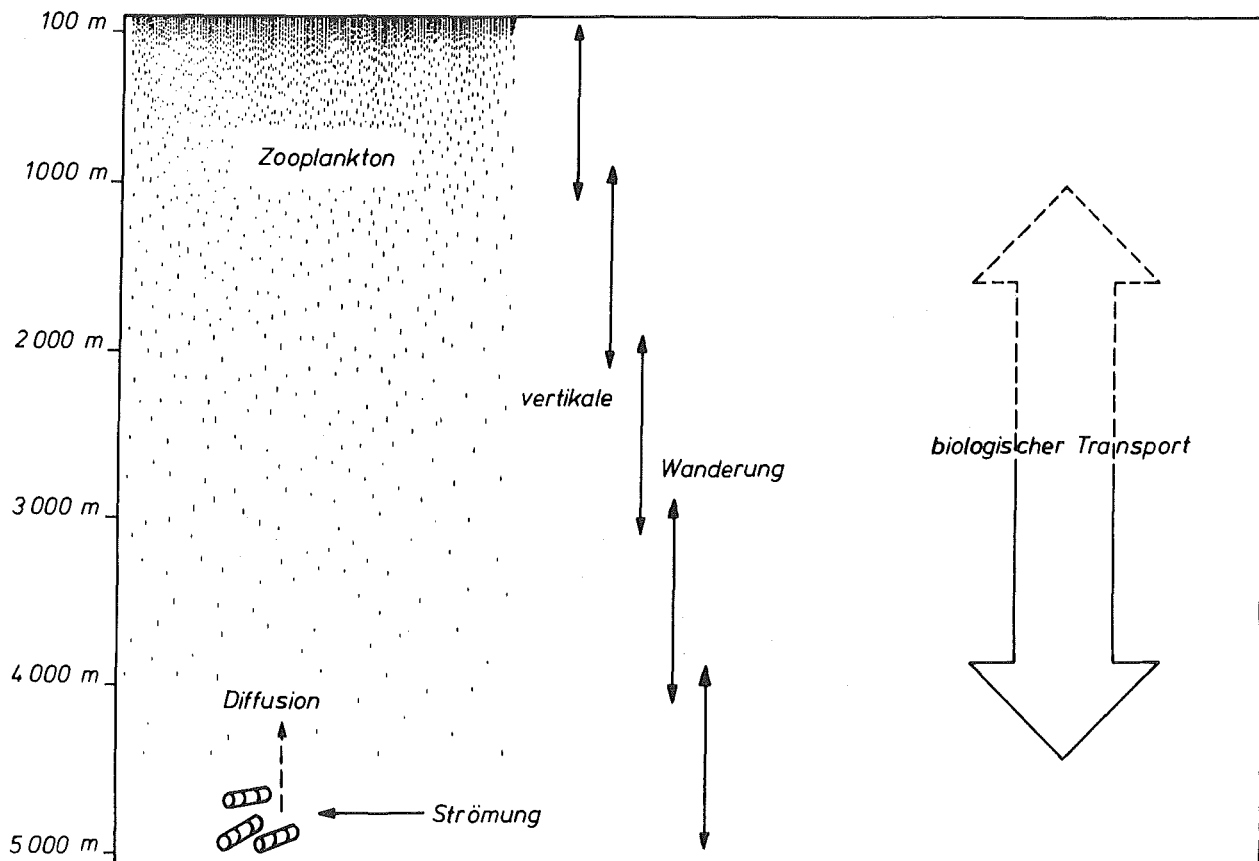


Bild 15: Vertikalverteilung von Zooplankton

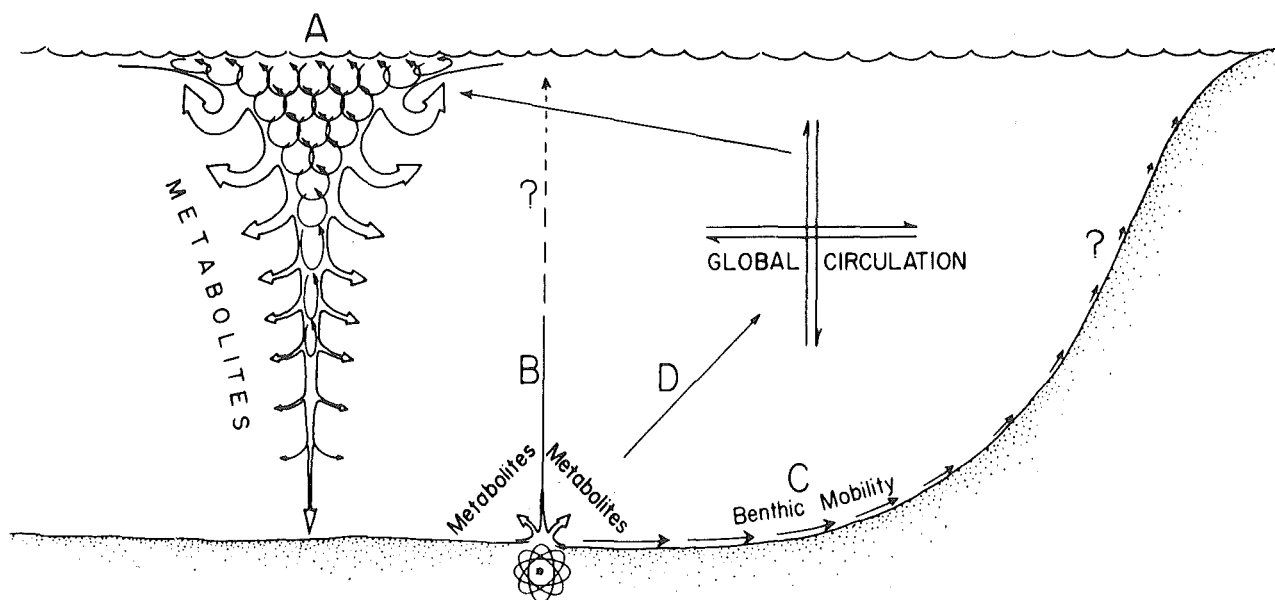


Bild 16: "Stoffwechselbaum" der Tiefsee

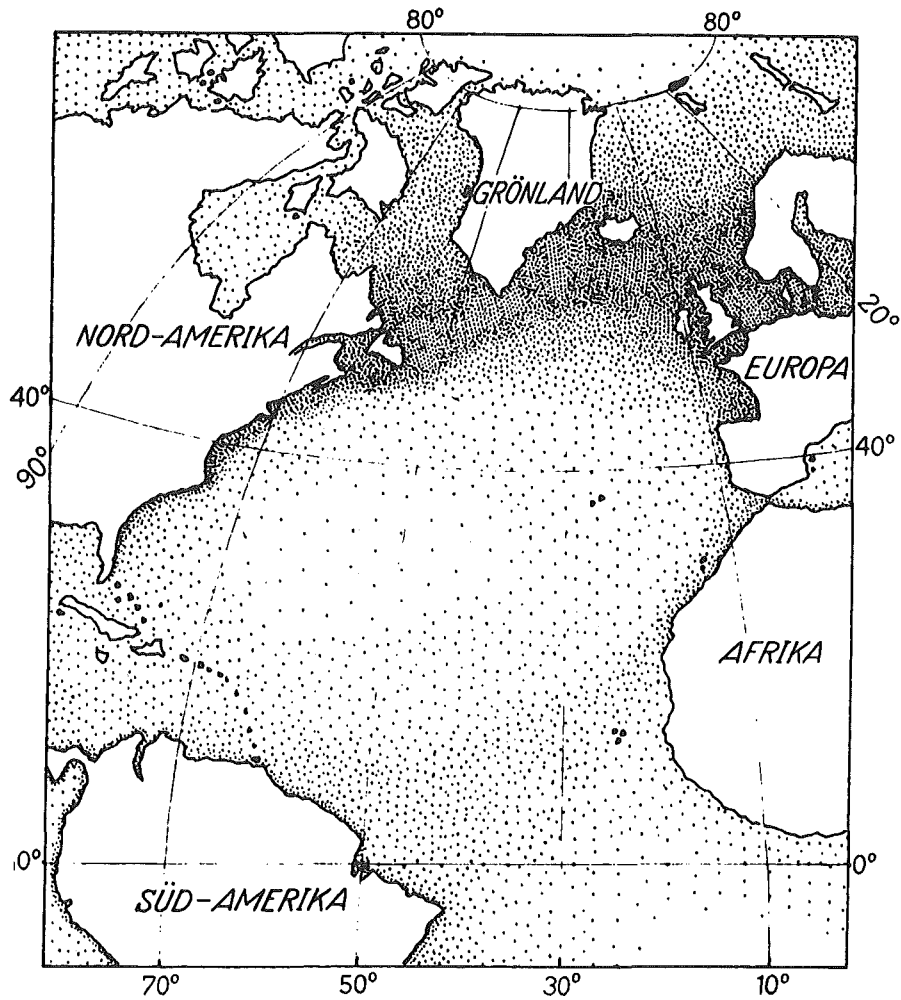


Bild 17: Primärproduktion im Meer
(Punktdichte als Maß für die Produktivität)

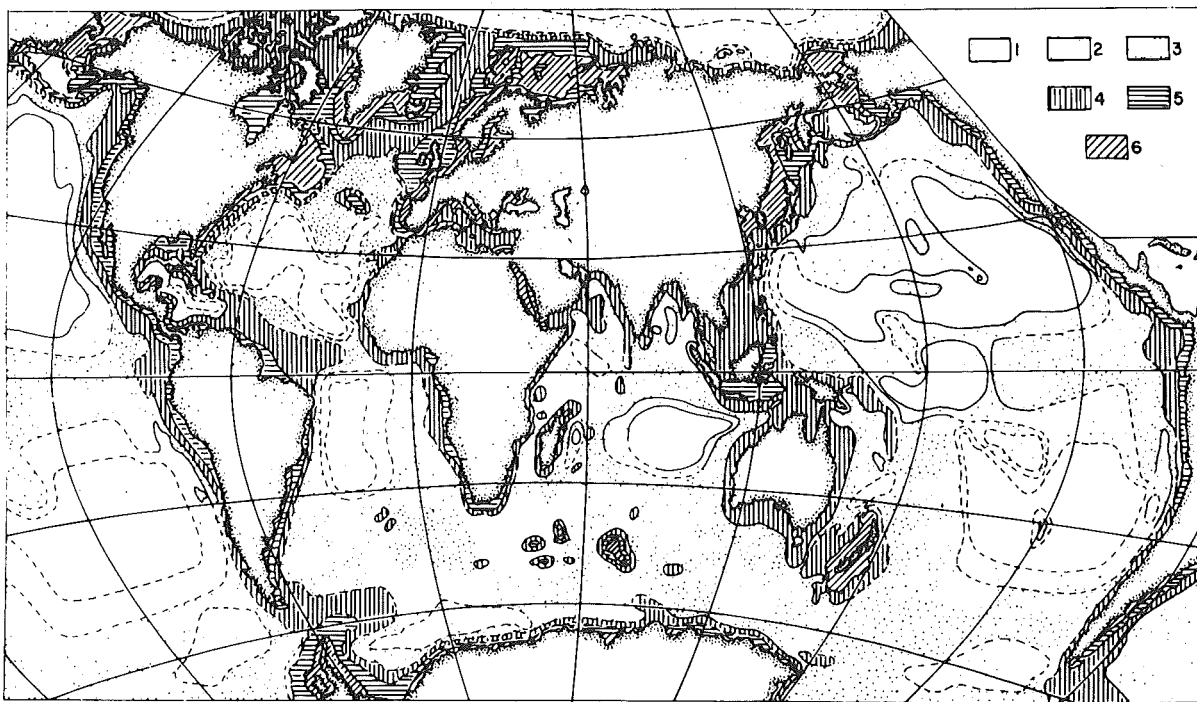


Figure 2. Distribution of benthic biomass (wet weight) of the world's oceans (modified from Belyayev et al., 1973). This map is conceptually correct, but in view of the small number of quantitative samples that have been taken in the deep sea, much of it must be regarded as an extrapolation. The areas of lowest biomass reside under central oceanic gyres and contain the sites that, from a biological point of view, are likely to be most suitable for radionuclide waste disposal. Symbols: 1, <0.05; 2, 0.05-0.1; 3, 0.1-1.0; 4, 1.0-10.0; 5, 10.0-50.0; 6, 50.0->1000.0. Units are in grams per square meter.

Bild 18: Verteilung der Benthosbiomasse der Weltmeere

3. Geochemische Parameter

Das Meerwasser ist eine außerordentlich komplexe Lösung. Die Hauptbestandteile sind bei 35 ‰ Salinität /3/:

Natrium	10,77 g/kg	Chlorid	19,37 g/kg
Magnesium	1,30 g/kg	Sulfat	2,71 g/kg
Calcium	0,409 g/kg	Bromid	0,065 g/kg
Kalium	0,388 g/kg	Kohlenstoff	0,025 g/kg
Strontium	0,010 g/kg	(Carbonat, Bicarbonat und CO ₂)	

Dies gilt bei etwa 35 ‰ Salinität. Zusätzlich zu den aufgeführten Hauptbestandteilen gibt es noch eine Reihe von weiteren Bestandteilen des Seewassers, die in mehr oder minder großen Konzentrationen vorkommen und für den Kreislauf der Stoffe und des Lebens im Meer von unterschiedlicher Bedeutung sind. Von der großen Zahl dieser Elemente sei eine Reihe beispielhaft angeführt. Nach Goldberg /5/ findet man im Meerwasser:

Mangan	0,002 mg/l	Zink	0,01 mg/l
Eisen	0,01 mg/l	Silber	0,0003 mg/l
Cobalt	0,0005 mg/l		

Während die Hauptbestandteile des Seewassers trotz der Tätigkeit der marinen Organismen nahezu überhaupt nicht schwanken (konservative Bestandteile), kann die Konzentration der Spurenelemente mitunter erheblich durch biologische Aktivität verändert werden (nichtkonservative Bestandteile). Dies führt oftmals zu einer fleckhaften Verteilung von Phyto- und Zooplankton. In der folgenden Tabelle sind die Meßwerte zusammengestellt, die wir auf unserer letzten Seereise gewinnen konnten. Neben den Massenanteilen im Zooplankton und in den Fischen sind die auf die Messungen von Goldberg bezogenen Konzentrationsfaktoren (K) aufgeführt:

Element	Zooplankton		Nekton	
	ppb	K	ppb	K
Cobalt	20	40	5	10
Mangan	700	350	200	100
Eisen	15 000	1 500	11 000	1 100
Zink	4 000	400	3 000	300
Silber	200	700	7	20

In der nachfolgenden Tabelle ist der mittlere Gehalt an den obengenannten Elementen pro kg Biomasse dem Gehalt im Sediment pro kg Feuchtgewicht gegenübergestellt:

Element	Biomasse µg/kg	Sediment µg/kg
Cobalt	13	3 000
Mangan	450	300 000
Eisen	13 000	3 000 000
Zink	3 500	150 000
Silber	100	400

Nach unseren Messungen haben wir in den untersuchten Gebieten pro m² Sediment in den obersten 3 cm gefunden:

Cobalt	0,1 g/m ²	Zink	0,7 g/m ²
Mangan	12 g/m ²	Silber	0,01 g/m ²
Eisen	110 g/m ²		

Hinsichtlich der vertikalen Verteilung der Spurenelemente im Wasser sei das Ergebnis in Bild 19 als Beispiel angeführt /4/.

4. Die Verteilung künstlicher und natürlicher radioaktiver Nuklide in den Versenkungsgebieten im Juni 1979

In Bild 20 sind die Arbeitsgebiete aufgezeigt, denen wir im Juni 1979 Proben des Pelagial und Benthos entnommen haben, sowie Sedimentproben aus den Gebieten I - III. Gebiet II galt als Vergleichsgebiet.

Im Gebiet III wurde 1967 durch die europäischen Länder eine Versuchsversenkung mit etwa 8000 Ci durchgeführt. Der radioaktive Abfall war, mit Zement vermisch, in 200-l-Fässern abgefüllt worden. Auf fünf Reisen wurden 35 800 Fässer in 5000 m Tiefe versenkt. Das Gebiet I ist das Versenkungsgebiet der NEA, das seit etwa fünf bis sechs Jahren benutzt wird.

Folgende Nuklide wurden gemessen (Aktivitätsangaben in pCi/kg Trockengewicht):

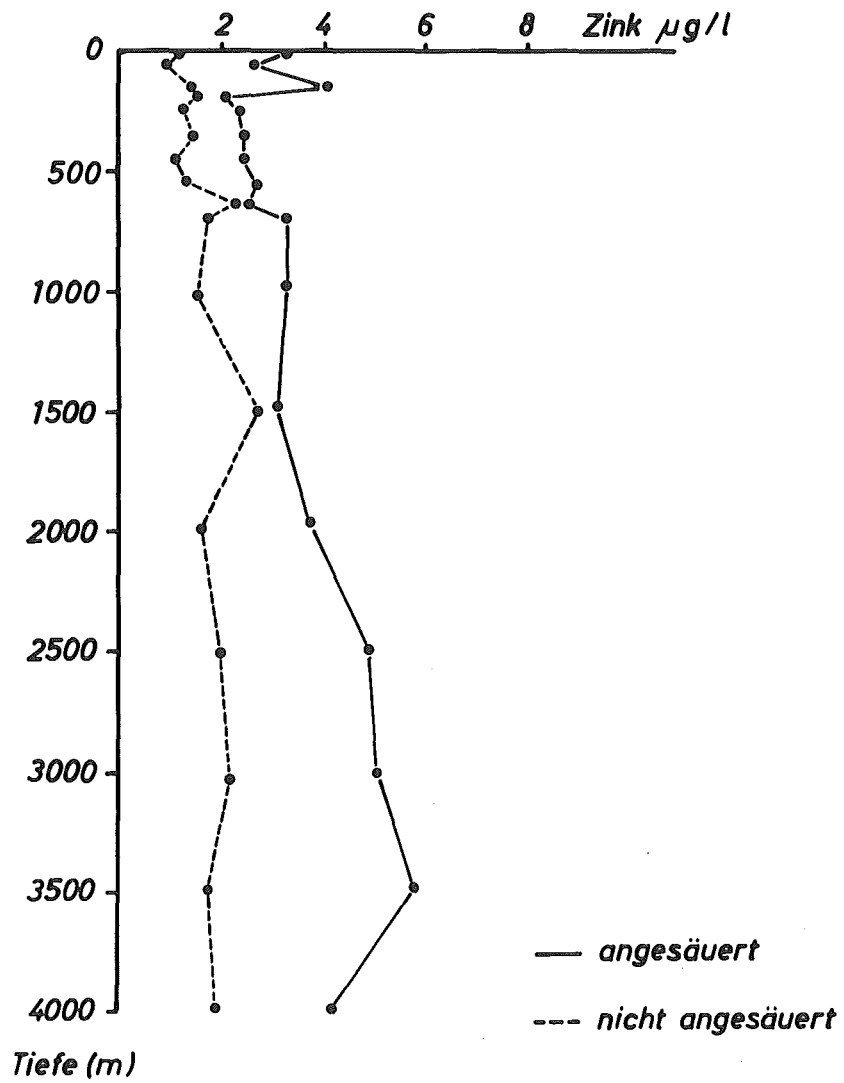


Bild 19: Zn-Vertikalverteilung im Pazifik

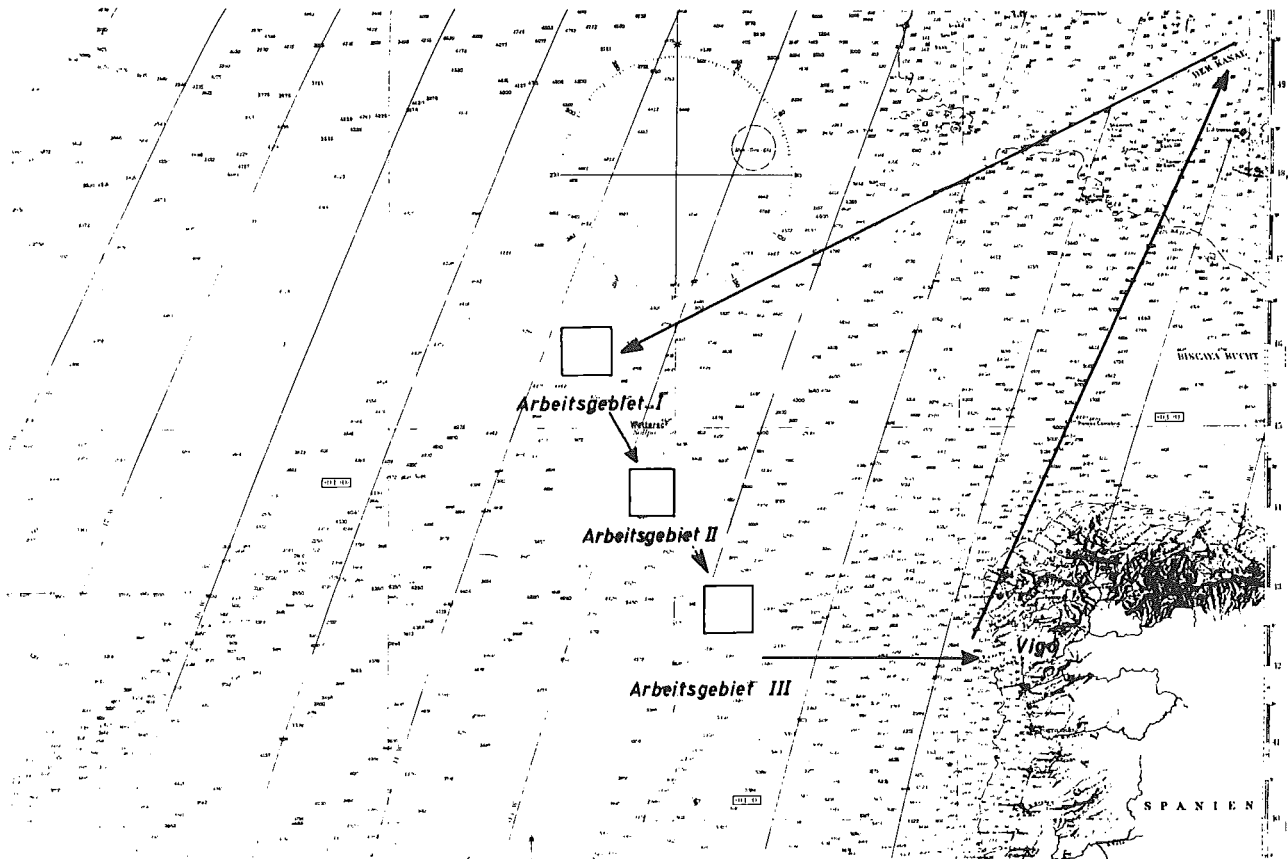


Bild 20: Arbeitsgebiete, denen Proben von Belagial und Benthos entnommen wurden

Radionuklid	Plankton und Nekton	Benthos	Sediment	Bemerkungen
Be-7	320	-	-	Gebiet I Gebiet III
K-40	8 000	9 600	3 200 12 000	
Mn-54	19	10	-	
Co-60	10	28	14	Gebiet I Gebiet II
Sr-90	k.A. ¹⁾	29	3	
Ru-106	70	220	-	
Sb-125	28	120	29	Gebiet I Gebiet II
Cs-137	15	30	22	
		29	4	
Ce-144	240	120	-	Gebiet I Gebiet III
Th-227	-	-	190	
Th-234	6 200	8 600	-	
Pa-234m	7 500	6 500	-	Gebiet I Gebiet III
Ac-228	-	480	190	
			680	
Ra-223	-	-	150	Gebiet I Gebiet III
			300	
Ra-226	-	1 320	1 500	
			1 900	Gebiet III

¹⁾ k.A. = keine Analyse

Besonders aufgeführt sei hier die radiochemische Untersuchung der Actinarien im Gebiet III, da an diesen Organismen im Jahre 1966, d.h. vor der Versuchsversenkung, Untersuchungen vorgenommen worden sind (pCi/kg Trockensubstanz):

Radionuklid	1966	1979
Sr-90	7,6	67
Cs-137	19	270

Zusammenfassend können wir feststellen, daß in den Versenkungsgebieten Spalt- und Aktivierungsprodukte sowohl im Pelagial als auch im Benthos meßbar sind. Die Herkunft der Aktivität ist wahrscheinlich der radioaktive Fallout der Kernwaffenversuche. Überraschend ist der Nachweis von Mn-54 ($T_{1/2} = 314$ d). Wieweit die erhöhte Aktivität in den Actinarien auf das erwartete Defektwerden der abgelagerten Fässer zurückzuführen ist, soll auf unserer nächsten Reise im April 1980 näher untersucht werden. Wir hoffen, durch geeignete Probennahmetechniken genügend Probenmaterial aus definierten Tiefen gewinnen zu können, so daß wir in die Lage versetzt werden, Aussagen über Transportmechanismen zu machen.

5. Die biologische Problematik

5.1 Die Versenkung und Lagerung radioaktiver Abfälle auf den Meeresboden

Die aus den versenkten Fässern freiwerdende Aktivität wird von den Organismen des Benthos aufgenommen und kann durch die oben beschriebenen Prozesse sehr viel schneller an die Oberfläche und damit in den dem Menschen zugänglichen Bereich des Meeres gelangen, als dies durch vertikale Diffusion oder durch Strömungen zu erwarten ist.

In Bild 21 ist schematisch noch einmal die Vertikalverteilung der Biomasse dargestellt. Nach neueren Vorstellungen steigt dicht über dem Tiefseeboden die Dichte der Biomasse erneut an, so daß etwa zwischen 2000 und 4000 m Tiefe ein "Flaschenhals" in der Verteilung auftritt. Die Größe dieses "Flaschenhalses" dürfte den Vertikaltransport wesentlich mitbestimmen.

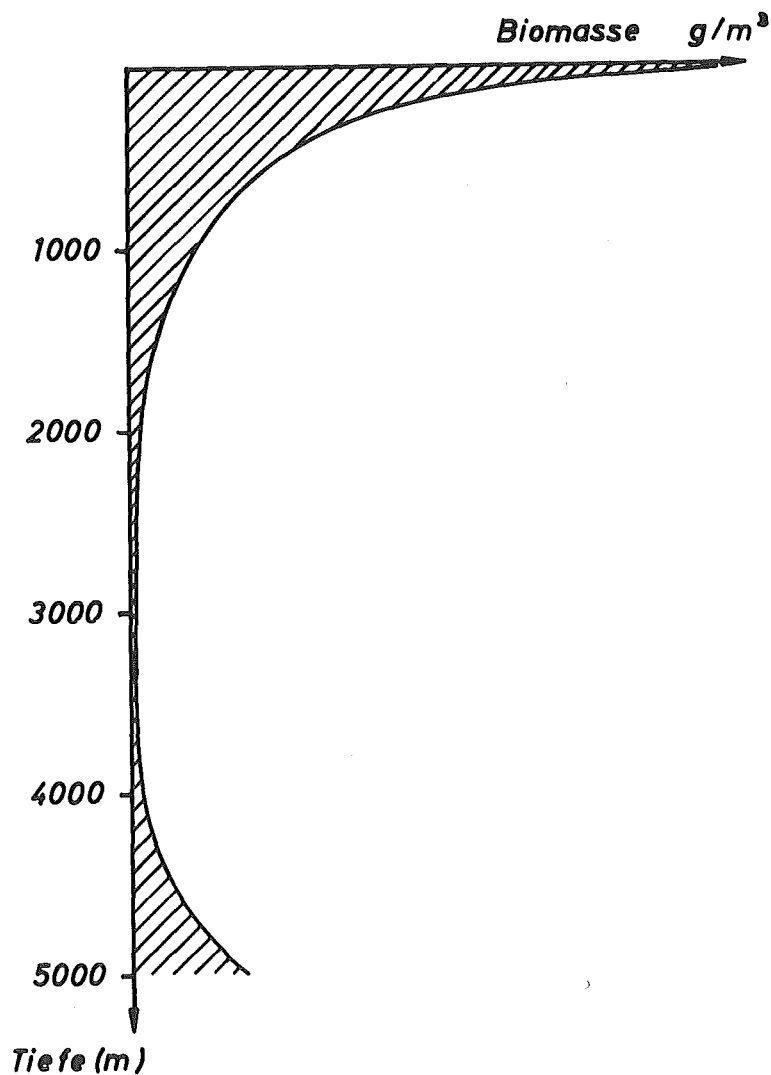


Bild 21: Vertikalverteilung der Biomasse in Tiefseegebieten

Unsere Kenntnisse über die Verhältnisse in der Tiefsee sind sehr spärlich, so daß quantitative Aussagen über den biologischen Vertikaltransport Benthos - Oberfläche als Spekulation angesehen werden müssen.

5.2 Die Ablagerung hochaktiver Abfälle in den Tiefseeboden

Als Alternative zur Endlagerung hochaktiver Abfallstoffe wird zur Zeit die Einbringung in den Tiefseeboden untersucht. Vorgesehen sind die Bereiche der Lithosphärischen Schollen, die sich unter den Zentren der Meere befinden. Hier haben wir eine zirkuläre Strömung und ein Minimum an biologischer Aktivität. Wenn alle Barrieren versagen - wie Abfallmatrix, Behälter, Sediment -, gelangt die Aktivität in den Benthosbereich. Damit ergeben sich die gleichen Probleme wie bei der Lagerung von Abfällen auf den Seeboden.

5.3 Die Strahlenexposition der Tiefseeorganismen

Den oben beschriebenen Methoden der Abfallbeseitigung gemeinsam ist die Strahlenexposition der Tiefseeorganismen. Die Besiedlung der Fässer in die Bereiche des Seebodens, aus denen warmes, eventuell kontaminiertes Wasser entweicht, das durch die hochaktiven Abfälle verursacht wurde, hat die Strahlenexposition der sich hier sammelnden verschiedenen Populationen zur Folge. Die Strahlenempfindlichkeit dieser Organismen ist unbekannt und damit die Störung, die das Tiefseeökosystem erfahren kann.

6. Zusammenfassung und Ausblick

Messungen in den Versenkungsgebieten der NEA zeigen, daß radioaktive Spalt- und Aktivierungsprodukte durch biologische Mechanismen sehr schnell vertikal von der Oberfläche ausgehend verfrachtet werden. Kenntnisse über den Vertikaltransport Tiefseeboden - Oberfläche sind nicht vorhanden. Die Strahlenempfindlichkeit der Tiefseeorganismen ist unbekannt und damit die eventuell daraus entstehenden Störungen des Ökosystems nicht abschätzbar.

Bevor die Meeresversenkung schwacher und mittelaktiver Abfälle sowie die Einbringung hochaktiver Abfälle in den Tiefseeboden als unbedenklich angesehen werden können, bedarf es weiterer internationaler Forschungsaktivitäten auf dem Gebiet der Tiefsee-Radioökologie. Das Isotopenlaboratorium der Bundesforschungsanstalt für Fischerei wird seine Untersuchungen im April/Mai des Jahres 1980 fortsetzen.

Literatur

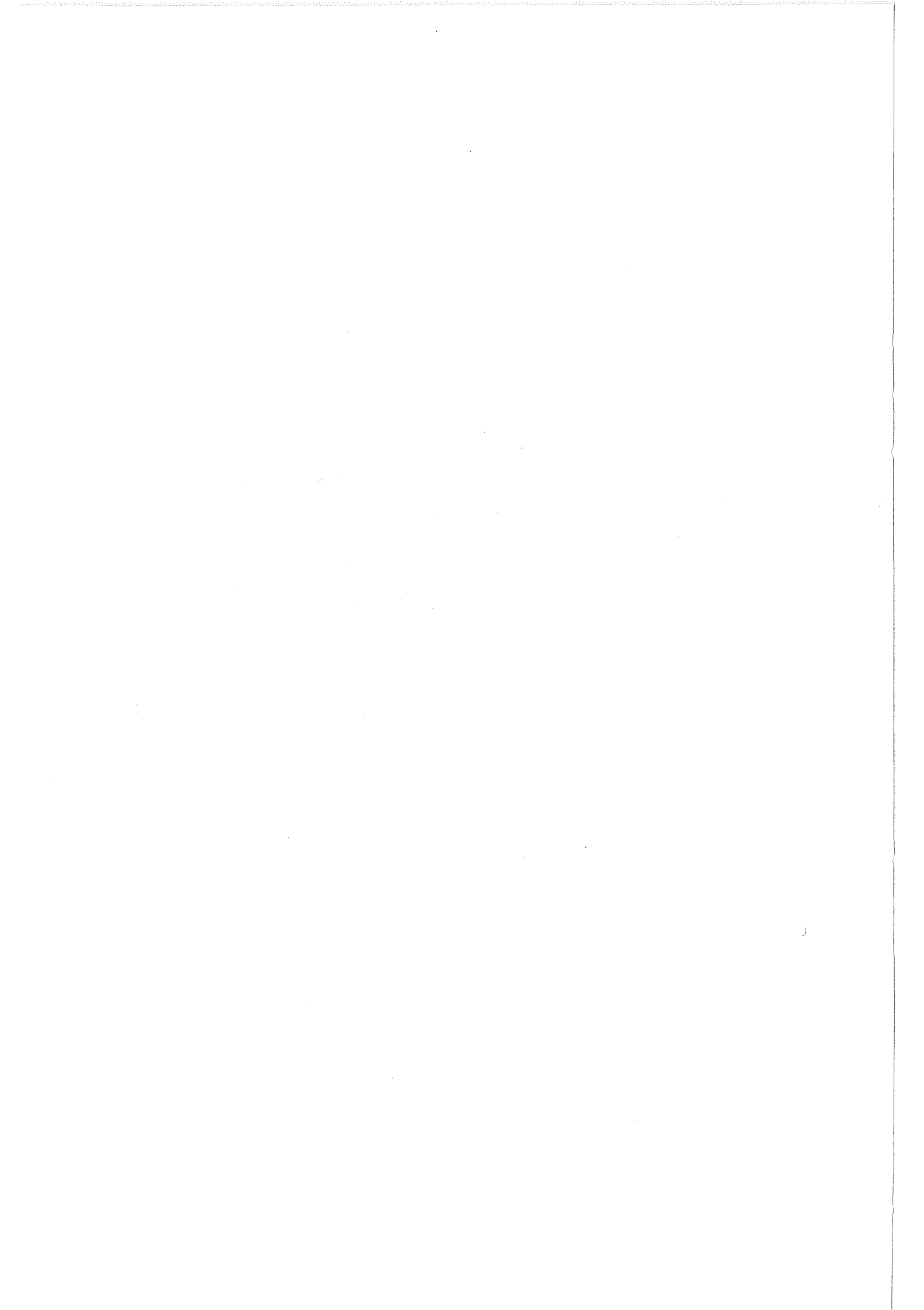
- /1/ Feldt, W.:
Radioökologie des Meeres und der Binnengewässer
Bericht Jahrestagung Fachverband für Strahlenschutz 1974,
Umweltschutz und Strahlenschutz, Helgoland, 23.-28.9.1974
Fachverband für Strahlenschutz, Jülich

- /2/ Hessler, R.R., and P.A. Jumars:
Abyssal Communities and Radioactive Waste Disposal
Oceanus, Vol. 20, No. 1, 1977

- /3/ Harvey, H.W.:
The Chemistry and Fertility of the Sea Water
Cambridge University Press, Cambridge, 1955

- /4/ Spencer, D.W., et al.:
The distribution of some chemical elements between dis-
solved and particulate phases in the ocean
AEC Report No. NYO-4150-9, Woods Hole Oceanographic
Institution, Woods Hole, Massachusetts, 1970

- /5/ Goldberg, E.D.:
Chemistry. The Oceans as a Chemical System
The Sea, Vol. II, 3-25, John Wiley & Sons, New York, 1965



EIDG. INSTITUT FÜR REAKTORFORSCHUNG
WÜRENLINGEN

ERFAHRUNGEN BEI DER VERSENKUNG VON ABFÄLLEN
J. SCHWAMMBERGER

SEMINAR ÜBER: VERSENKUNG SPEZIELLER RADIOAKTIVER ABFÄLLE
IN DIE TIEFSEE

KERNFORSCHUNGSANLAGE JÜLICH, 29. JANUAR 1980

ERFAHRUNGEN BEI DER VERSENKUNG VON ABFAELLEN

J. Schwammberger (Eidgenössisches Institut für Reaktorforschung, Würenlingen, CH)

Kurzfassung

Die Schweiz, vertreten durch das Eidg. Institut für Reaktorforschung (EIR), Würenlingen, beteiligt sich seit 1969 an der unter Aufsicht der Kernenergie-Agentur (NEA) der OECD jährlich einmal stattfindenden Versenkung von schwach radioaktiven Abfällen in die nordostatlantische Tiefsee. Dabei wurden wertvolle Erfahrungen gesammelt, die zu laufenden Verbesserungen bei der Behandlung und Verpackung der radioaktiven Abfälle einerseits und beim Transport, Verlad auf das Hochseeschiff und schlussendlich bei der Entladung des Schiffes auf hoher See anderseits führten.

1. Studium von Dokumenten

Nur mit dem sorgfältigen Studium aller einschlägigen Dokumente holt man sich die erforderlichen Kenntnisse, die für alle Tätigkeiten im Zusammenhang mit der Vorbereitung und Durchführung von Versenkungsoperationen unerlässlich sind, andernfalls besteht die Gefahr, etwas falsch zu machen, was möglicherweise zu enormen Schwierigkeiten, Zwischenfällen oder Unfällen führen kann.

Die wichtigsten Dokumente sind:

- Die Londoner Konvention (1)
- Die IAEA-Definitionen und Empfehlungen (2)
- Der OECD-Ratsbeschluss vom 22. Juli 1977 (3)
- Die NEA-Richtlinien über Verpackungen (4)
- Die NEA-"Betriebsvorschriften" (5)
- Die IAEA-Transportvorschriften (6) und Beifügungen (7)

2. Entwurf von Verpackungen

Der Entwurf von Verpackungen muss unter Berücksichtigung der Vorschriften sowohl für den Transport und die Versenkung als auch der Art der zu verpackenden Abfälle und der vorgesehenen Konditionierungsmethode erfolgen.

Beispiele von am EIR verwendeten Verpackungstypen:

Abb. 1 zeigt eine Verpackung für feste radioaktive Abfälle (z.B. aktivierte Metallabfälle, deren Oberfläche frei von loser Konta-

mination ist). Die Abfälle sind in einem 200-Liter-Stahlfass in hochwertigem Beton eingebettet.

Abb. 2 zeigt eine Verpackung für zementverfestigte Abfälle (z.B. Harze, Schlämme, Konzentrate). In einem 200-Liter-Stahlfass ist ein 100-Liter-Stahlfass einbetoniert, in welches eine Mischung aus Abfall und Portland-Zement eingefüllt wurde. Die Mischung erfolgt ausserhalb des Fasses in einem Mischer und wird erst nach der Kontrolle des Gemisches ins Fass abgefüllt. Nach 1 bis 3 Tagen Abbindezeit wird die erhärtete Abfallmatrix auf Festigkeit geprüft (Schlagprüfung) und dann mit einer Schicht Beton übergossen. Die Betonumhüllung des 100-Liter-Fasses ist mit einer Stahlbewehrung versehen.

Abb. 3 zeigt eine Verpackung speziell für tritiumhaltige oder radiumhaltige Abfälle. Die Abfälle sind in einem starkwandigen geschweissten Stahlbehälter mit Zement verfestigt oder in Zementmörtel eingebettet. Nach 1 bis 3 Tagen Abbindezeit - zwecks Qualitätskontrolle - wird der vollständig gefüllte Stahlbehälter mit einem Deckel zugeschweisst. Der Behälter wird dann in ein 200-Liter-Stahlfass mit hochwertigem Beton unter Verwendung von Stahlbewehrungen einbetoniert.

Abb. 4 zeigt eine Verpackung für mittelstark radioaktive Abfälle. Im Innern eines vorgefabrizierten Behälters aus hochwertigem Beton mit Stahlbewehrungen ist eine mit radioaktiven Abfällen gefüllte Verpackung gemäss Abb. 1, 2 oder 3 einbetoniert. Die besonders geformte Öffnung des Betonbehälters wird nachträglich mit hochwertigem Beton mit Bewehrungen verschlossen. Diese Verpackungsart wird dort angewendet, wo aufgrund des Aktivitätsinventars im inneren Stahlbehälter seitens der Transportvorschriften eine sogenannte Typ B(U)-Verpackung verlangt wird.

3. Radioaktiver Inhalt

Gemäss den Transportvorschriften können in den Verpackungen gemäss Abb. 1 bis 3 nur sogenannte schwachaktive Abfälle transportiert werden; falls diese Verpackungen sogenannte mittelaktive Abfälle enthalten, müssen sie zusätzlich in Betoncontainer gemäss Abb. 4 einbetoniert werden. Am EIR hat sich die nachfolgende Einteilung in schwach- und mittelaktive Abfälle als sehr nützlich und praktisch erwiesen:

Einteilung der Abfälle	Aktivität pro Verpackung (Verpackung nach Transportvorschrift)	Dosisleistung an der Oberfläche der Verpackung
schwachaktiv	$\leq A_2$ (Typ A-Verpackung)	< 200 mrem/h
mittelaktiv	$> A_2$ (Typ B(U)-Verpackung)	

Hierbei bedeutet A_2 die Aktivitätslimite für eine Typ A-Verpackung. Die Werte für A_2 findet man in den Transportvorschriften. Nachstehend einige Beispiele für die Aktivität A_2 :

<u>Nuklide</u>	<u>A_2 in Curie</u>
Tritium	1000
Kobalt 60	7
Cäsium 137	20
Spaltproduktgemisch	0,4
Radium 226	0,05

Wie diese Zahlen zeigen, kann man relativ beträchtliche Aktivitätsmengen in die erwähnten Verpackungen einbringen, vorausgesetzt, dass man auch die erforderlichen Strahlenabschirmungen vorsehen kann. Am EIR werden die Limiten bei Tritium und Radium nach Möglichkeit voll ausgenützt. Bei den übrigen Beta/Gammahaltigen Abfällen liegen die Aktivitäten pro Verpackung höchstens bei einigen 10 bis maximal 100 Millicurie.

In die Verpackungen, gemäss Abb. 4, werden etwa die folgenden Aktivitätsmengen eingebracht:

Tritium	: bis zu 50'000 Curie
Radium	: etwa 1 "
Aktivierungsprodukte wie Fe-55, Co-60 usw.	: einige 100 "
Spaltproduktgemische	: etwa 10 Curie

Bei allen vorgenannten Angaben über Dosisleistungen und Aktivitätsgehalt ist aber zu beachten, dass diese keinesfalls für eine beliebige Anzahl von Verpackungen Geltung haben. Die Gesamtaktivitätsmenge pro Versenkungsoperation ist limitiert und muss von den zuständigen Behörden genehmigt werden. Die Oberflächendosisleistung der Verpackungen ist zwar durch die Transportvorschriften auf 200 mrem/h (unter gewissen Bedingungen auf 1000 mrem/h) limitiert. Für Versenkungsoperationen sind jedoch zum Schutz der beteiligten Personen strengere Limiten einzuhalten.

Gegenwärtig gilt die folgende Vorschrift:

Mindestens 75 % aller Verpackungen müssen eine Oberflächendosisleistung von < 50 mrem/h aufweisen; der Rest kann zwischen 51...200 mrem/h aufweisen. Verpackungen mit Oberflächendosisleistungen von mehr als 200 mrem/h können nur auf Vereinbarung mit dem jeweils auf einem Versenkungsschiff verantwortlichen Beamten (Escorting officer) zugelassen werden.

4. Sicherung und Ueberwachung der Qualität

Sowohl die OECD/NEA-Verpackungsvorschriften als auch die Transportvorschriften verlangen eine Sicherung und Ueberwachung der geforderten Qualität bei der Herstellung der Verpackungen. Der Hersteller muss der zuständigen Behörde nachweisen können, dass die bei der Herstellung der Verpackungen angewendeten Methoden und verwendeten Werkstoffe den geforderten Eigenschaften der Verpackungen entsprechen und, dass menschliche Fehler ein Minimum an nachteiliger Wirkung auf die Qualität der Verpackungen haben können. Der Qualitätssicherung ist schon beim Entwurf der Verpackungen gebührend Rechnung zu tragen.

Am EIR werden die folgenden Mittel zur Sicherung und Ueberwachung der Qualität eingesetzt:

- | | |
|------------|---|
| Technisch: | - Konditionierungsmethoden |
| | - Verfahrensvorschriften |
| | - Prüfung von Probekörpern |
| | - Prüfung der fertigen Abfallmatrix |
| Personell: | - Instruktion des Betriebspersonals |
| | - Festlegung der Verantwortung für die verschiedenen Verfahrensschritte |
| | - Inspektionen durch Vorgesetzte und die zuständige Behörde |

5. Genehmigung durch die zuständige Behörde

Die Entwürfe von Verpackungen sowie die zugehörigen Beschreibungen über die Herstellungsmethode, den radioaktiven Inhalt (Art der Abfälle, Konditionierungsmethode, radiologische Daten) und die vorgesehene Methode zur Sicherung und Ueberwachung der Qualität sind von der zuständigen Behörde genehmigen zu lassen. Erst dann kann mit der Herstellung der Verpackungen begonnen werden. Es ist zu bedenken, dass schlussendlich die zuständige Behörde gegenüber der OECD/NEA als Aufsichtsbehörde für die Versenkungsoperationen über die Konformität der Verpackungen mit den einschlägigen Vorschriften und Empfehlungen, Erklärungen und Bezeugungen abgeben muss.

6. Zwischenlagerung

Die Verpackungen gemäss Abb. 1 bis 3 werden in geschlossenen Räumen gelagert. Zu diesem Zweck werden je 3 Stück auf eine Stahlpalette gelegt und die Stahlpaletten 9 Lagen hoch mit Hubstaplern aufeinandergestellt. Die Verschlussdeckel werden erst kurz vor dem Abtransport zur Versenkung nach vorausgegangener visueller Kontrolle (Risse oder Ausblühungen auf der Betonoberfläche, Anzeichen von Feuchtigkeit oder Flüssigkeit usw.) aufgesetzt. Verdächtige Verpackungen werden ausgeschieden und untersucht. Verpackungen gemäss Abb. 4 werden im Freien unter einem Schutzdach gelagert. Vor dem Abtransport zur Versenkung werden die Behälter umgelegt, damit eventuell in die Betonierfugen eingedrungenes Regenwasser auslaufen kann.

7. Transport zum Verladehafen

Alle Verpackungen werden liegend, diejenigen gemäss Abb. 1 bis 3 zusätzlich auf Stahlpaletten auf Eisenbahnwagen verladen und zum Verladehafen transportiert. Es werden geschlossene Bahnwagen verwendet, an denen das Dach und die Seitenwände geöffnet werden können. Der Transport erfolgt routinemässig gemäss den internationalen Bahntransportvorschriften.

8. Verlad auf das Hochseeschiff

Der Verlad erfolgt direkt von den Bahnwagen auf das Versenkungsschiff. Die Fässer gemäss Abb. 1 bis 3 werden mittels Fassgeschirr (Kettenschlaufe mit 2 verschiebbaren Klauen) mit einem Hafenkran an Bord gehievt. Die Ränder an Boden und Deckel der Fässer müssen entsprechend stark ausgeführt sein, damit sie auch das übliche ruckweise Anheben mit dem Kran aushalten und nicht aus dem Fassgeschirr stürzen. Im Laderaum des Schiffes werden je 2 Fässer zusammen mit einer Tragschlaufe aus Kunststoff umwickelt; diese dient zur späteren Entladung und Versenkung.

Die Betoncontainer gemäss Abb. 4 sind mit starken Tragösen versehen, an welchen vor dem Verladen mittels Schäkel Stahlseilstrippen mit Oesen befestigt werden. Das Beladen des Schiffes erfolgt gemäss einem Stauplan und einem Drehbuch.

9. Versenkung auf hoher See

Die Entladung des Schiffes auf hoher See erfolgt mit dem Schiffskran. Zwischen dem Lasthaken des Krans und den Tragschlaufen der Fässer bzw. den Seilstrippen der Betoncontainer

ist eine Ausklinkvorrichtung eingesetzt. Diese wird im Augenblick, wo die Behälter ins Meer abgeworfen werden sollen, durch Zug an einem Seil aus Distanz ausgelöst. Die Verwendung von Tragschlaufen bzw. Seilstrippen - beide werden mit den Behältern versenkt - zusammen mit einer fernbedienbaren Ausklinkvorrichtung, führt zu einer wesentlichen Reduktion der Dosisbelastung der Schiffsbesatzung während des Versenkungsvorganges.

10. Mögliche Mängel an den Verpackungen und mögliche Folgen

Die hauptsächlichsten möglichen Mängel an den Verpackungen und die möglichen Folgen sind nachstehend aufgezählt:

Mögliche Mängel

Mögliche Folgen

- Behälter allein:

Zu geringe Festigkeit
hinsichtlich Handhabung
und Transport

Beschädigung beim Transport
Sturz vom Kran beim Beladen
des Schiffes

- Abfallmatrix:

Enthält noch Flüssigkeit

Kontamination der Transport-
mittel: Laster, Bahnwagen,
Schiff

Festigkeit zu gering

Zerstörung der Verpackung
während des Absinkens auf den
Meeresboden (Verpackung hält
den hydrostatischen Druck
nicht aus)

- Verpackung als Ganzes:

Zu geringe Dichte

Verpackung schwimmt

Zu grosse Voids und
keine Druckausgleich-
vorrichtung

Zerstörung der Verpackung
während des Absinkens auf den
Meeresboden (Verpackung hält
den hydrostatischen Druck
nicht aus)

Zu geringe Gesamt-
festigkeit

Zerstörung der Verpackung beim
Aufprall auf den Meeresboden.

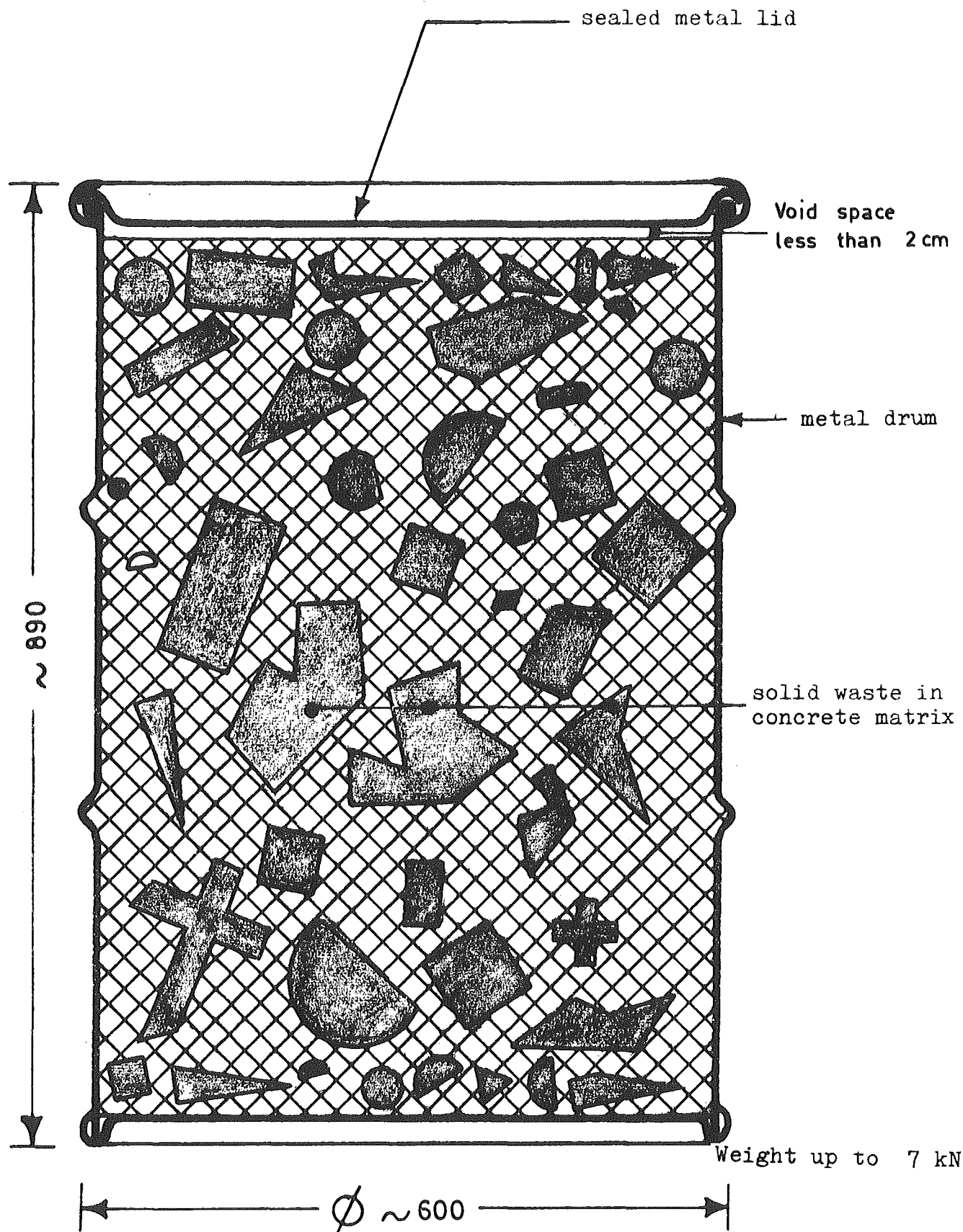
11. Kosten

Die Kosten für die Behandlung und Versenkung radioaktiver Abfälle sind nachfolgend zusammengestellt (Ergebnis 1979).

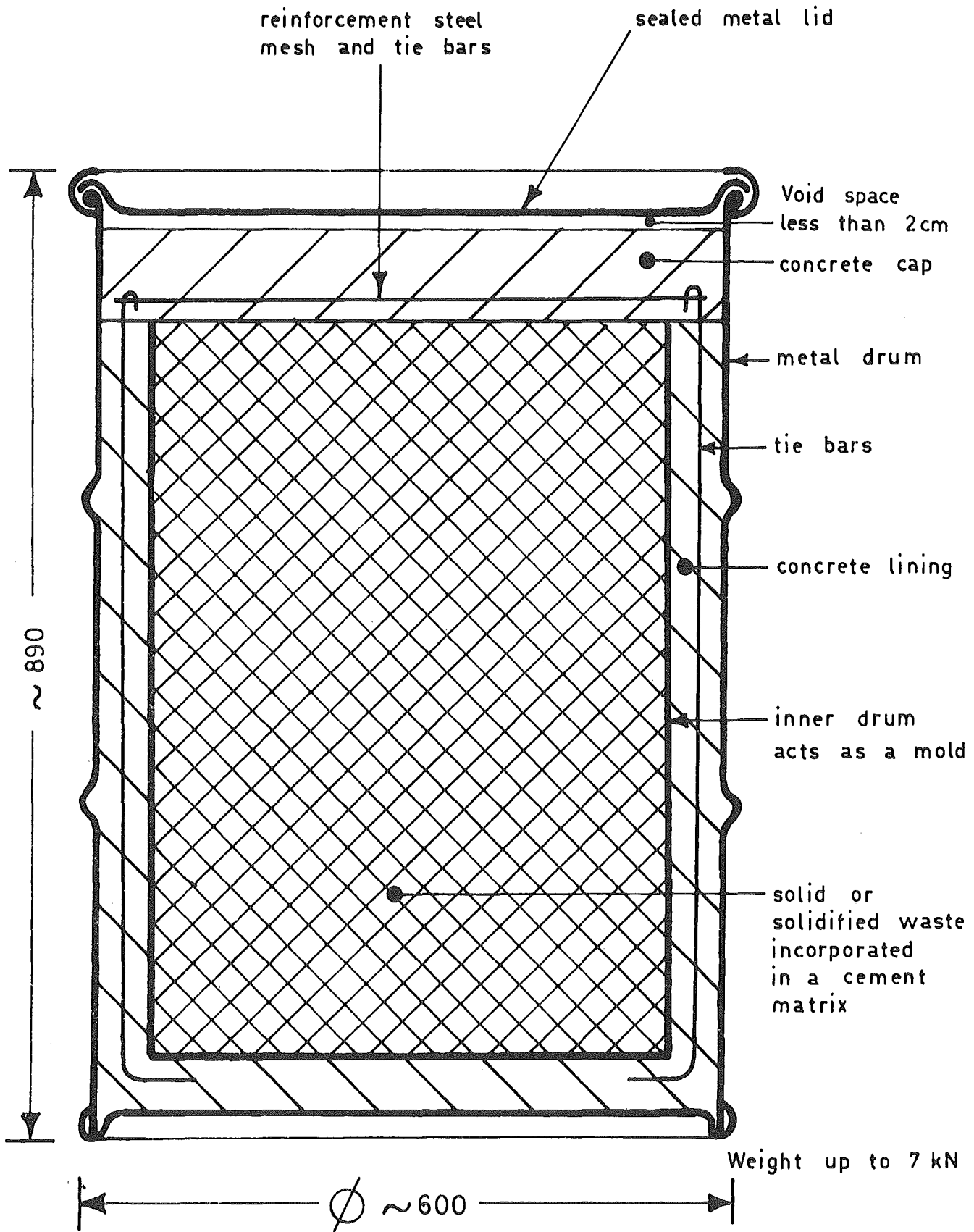
	K o s t e n	
	pro Verpackung* gemäss Abb.1-3 sFr.	pro Verpackung** gemäss Abb.4 sFr.
Vorbereitung	500.-	1 200.-
Konditionierung	bis	bis
Verpackung	750.-	1 600.-
*) Gewicht pro Verpackung : 4 bis 7 kN **) " " " : 23 bis 34 kN		
	Kosten pro Tonne sFr.	
Bereitstellung	245.-	
Strassentransport		
Verlad auf die Bahn		
Bahntransport	170.-	
Verlad auf das Schiff	110.-	
Versenkung in die Tiefsee	85.-	

LITERATUR

- (1) IMCO
Convention on the Prevention of Marine Pollution by
Dumping of Wastes and other Matter
London 1972
- (2) IAEA
Information Circular INFCIRC/205/Add.1/Rev.1
August 1978
- (3) OECD
Decision of the Council Establishing a Multilateral
Consultation and Surveillance Mechanism for Sea Dumping
of Radioactive Waste
22. Juli 1977
- (4) OECD/NEA
Guidelines for Sea Disposal Packages of Radioactive
Waste
April 1979, (Revised version)
- (5) OECD/NEA
Recommended Operational Procedures for Sea Dumping of
Radioactive Waste
SEN/SAN(79)2 February 1979
- (6) IAEA Safety Series Nr. 6
Regulations for the Safe Transport of Radioactive
Materials
1973, Revised Edition
- (7) IAEA Safety Series Nr. 37
Advisory Material for the Application of the IAEA
Transport Regulations
1973



Sea disposal package	Maßstab	Gezeichnet	1.9.78	BWU
		Geprüft	25.9.78	SJU
	1:5	Gesehen		
Eidg. Institut für Reaktorforschung Würenlingen AG		Abb. 1		



Sea disposal package

Maßstab

Gezeichnet

1.9.78

BWU

Geprüft

25.9.78

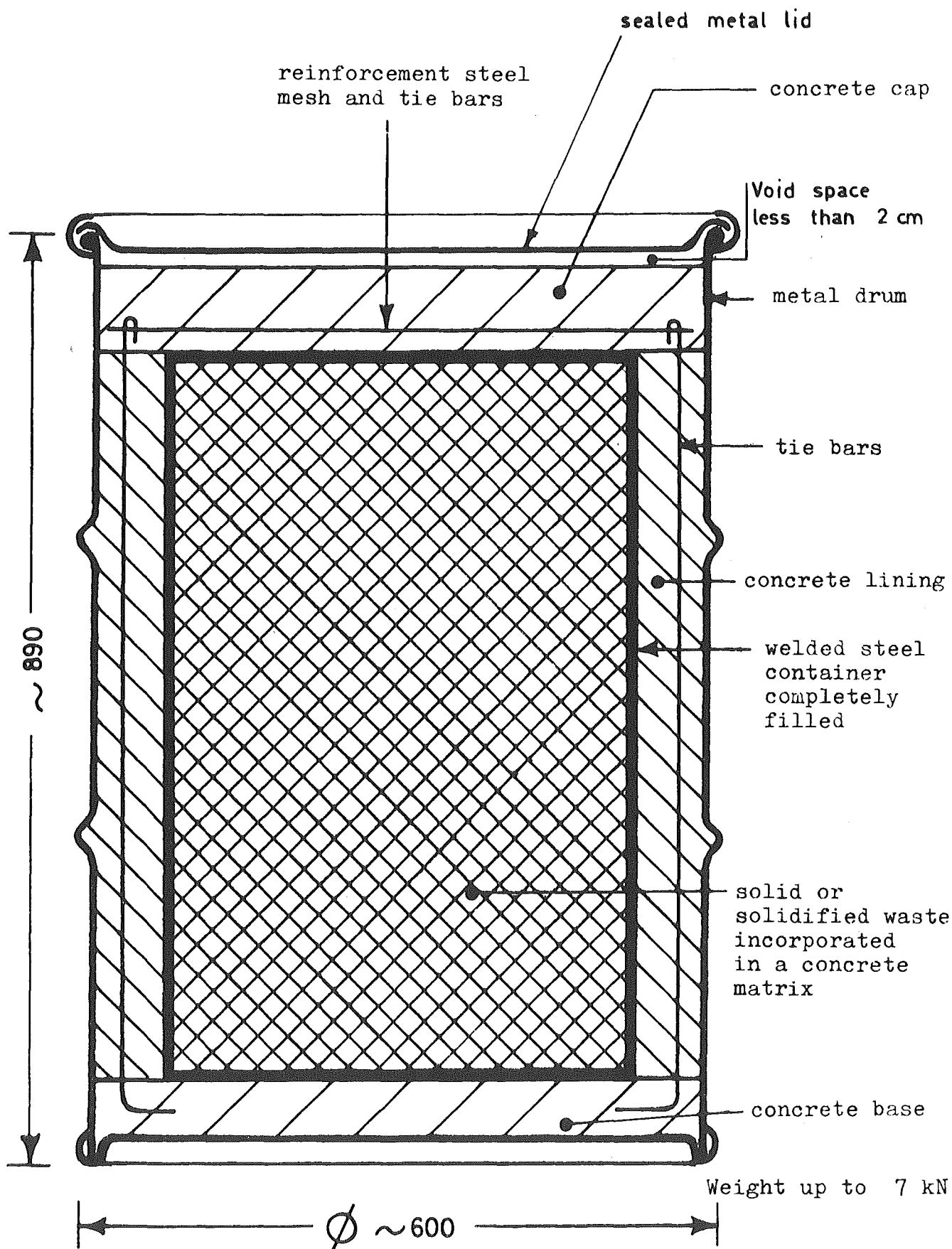
SJU

1:10

Gesehen

Eidg. Institut für Reaktorforschung
Würenlingen AG

Abb. 2

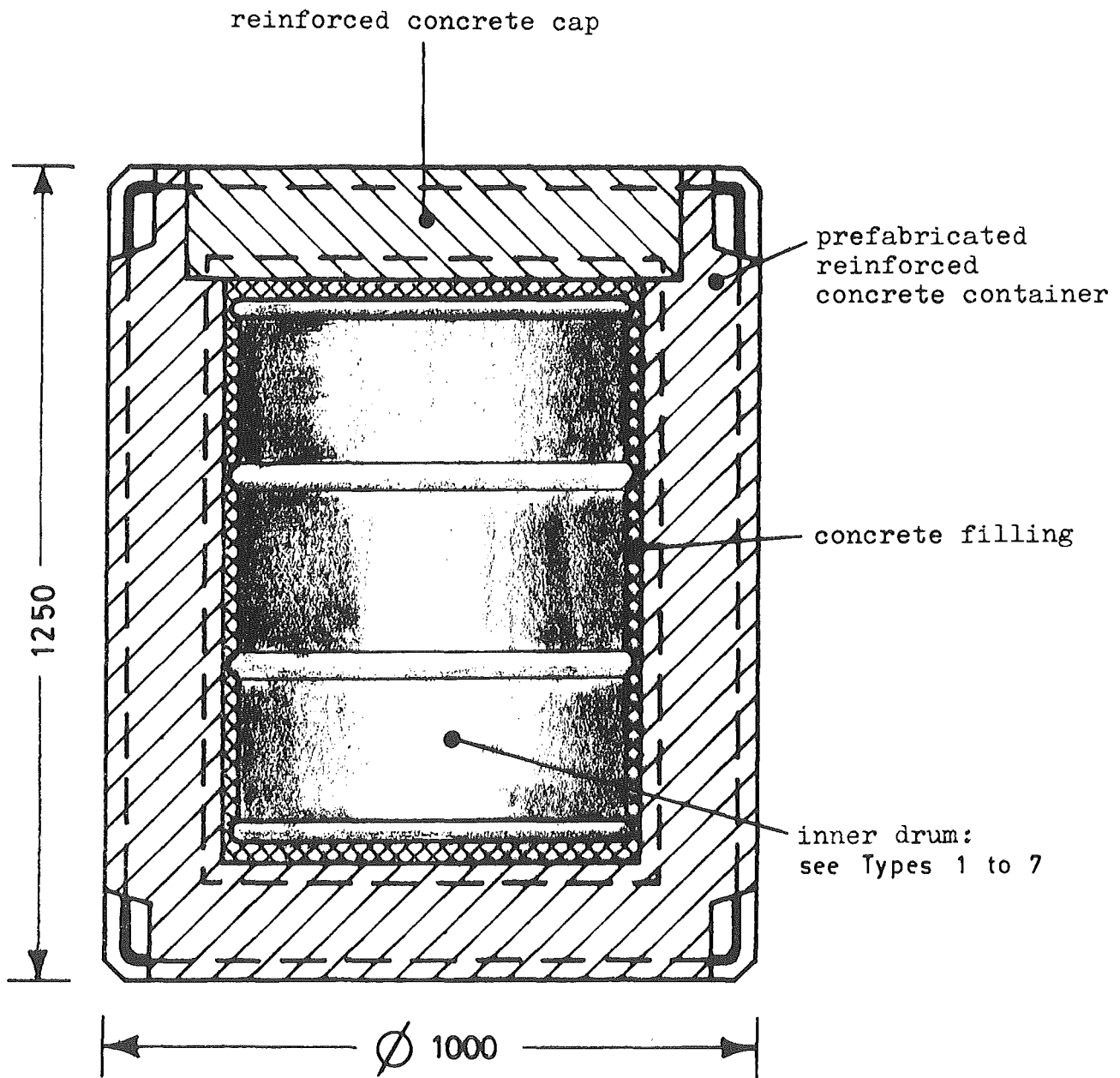


Sea disposal package

Maßstab 1:5	Gezeichnet	1.9.78	BWU
	Geprüft	25.9.78	SJU
	Gesehen		

Eldg. Institut für Reaktorforschung
Würtenlingen AG

Abb. 3



Weight up to 23 kN

Sea disposal package	Maßstab 1:10	Gezeichnet	1.9.78	BW U
		Geprüft	25.9.78	SJU
		Gesehen		
Eidg. Institut für Reaktorforschung Würenlingen AG	Abb. 4			



KERNFORSCHUNGSZENTRUM KARLSRUHE

Anforderungen an die in einem Endlager-Bergwerk endzu-
lagernden Abfälle

Vortrag anlässlich des "Seminars über die Versenkung spezieller radioaktiver Abfälle in der Tiefsee" am 29.01.1980
in der KFA Jülich

W. Bechthold

Institut für Nukleare Entsorgungstechnik

Januar 1980

1. Randbedingungen

Ein Endlager-Bergwerk kann als Kombination einer kerntechnischen Anlage und eines Bergwerks angesehen werden. Für seinen Betrieb müssen daher sowohl die Anforderungen an den Betrieb einer kerntechnischen Anlage als auch an den Betrieb eines Bergwerks Berücksichtigung finden.

Während die Anforderungen an den Betrieb einer kerntechnischen Anlage hier als bekannt vorausgesetzt werden können, sollen die aus dem Bergwerksbetrieb erwachsenden Anforderungen an das Endlager und an die in diesem zu lagernden radioaktiven Abfälle näher erläutert werden.

Aufbauend auf den beim Betrieb der Versuchsanlage Asse gewonnenen Erfahrungen basiert die Planung für ein Endlager in der Bundesrepublik Deutschland auf den folgenden Randbedingungen:

Die Endlagerung der radioaktiven Abfälle erfolgt in 700 bis 1000 m Tiefe unter der Erdoberfläche in im Steinsalz ausgehöhlten großen Räumen (Kammern) mit Volumina von 5000 m³ bis zu 40.000 m³ oder in Bohrlöchern, die vom Boden der auf den Einlagerungshorizonten angelegten Strecken aus in das darunterliegende Steinsalz vorangetrieben worden sind (Abb. 1 und 2). Um diese Einlagerungskammern bzw. Strecken zu erreichen, müssen Zugangsstrecken aufgefahren werden, durch die die eigentlichen Endlagerpositionen innerhalb des Salzstocks mit den Schächten verbunden werden. Das gesamte Streckennetz in einem Endlager-Bergwerk kann somit mehrere Kilometer lang sein. Die Wände und Decken dieser Strecken und Kammern bestehen aus Steinsalz, in dem sie angelegt wurden. Der Streckenboden besteht aus Beton oder Salzbeton. Es ist nicht vorgesehen und schlechterdings auch kaum möglich, Wände, Decken und Böden der Strecken mit Schutzanstrichen oder Verkleidungen zu versehen. Das Beseitigen einer aufgetretenen Kontamination ist daher nur schwer

durchführbar, Kontaminationen sind mithin zu vermeiden.

Das gesamte Streckennetz, in dem sich Betriebspersonal aufhält, muß ständig belüftet (bewettert) werden. Dies geschieht, indem Luft über einen Schacht angesaugt oder eingepreßt und über den anderen Schacht abgeleitet wird. Ein Abschotten von einzelnen Teilen des Streckennetzes oder ein Abdichten von Strecken ist nicht möglich, solange diese Strecken noch begehbar sein müssen. Eine gezielte Belüftung, wie sie in kerntechnischen Anlagen durchgeführt wird, ist daher kaum möglich. Die Luft im gesamten Streckennetz muß immer Atemluftqualität haben (Abb. 3).

Mit dem Einlagerungsbetrieb verbunden ist unmittelbar die Notwendigkeit langer Transportwege. Die Abfälle müssen übertage in der Schachthalle in den Förderkorb gebracht werden, in diesem im Schacht senkrecht bis zu den Einlagerungsstrecken und danach horizontal in den Strecken bis zu den Lagerkammern bzw. -Bohrungen transportiert werden. Es ist im Prinzip möglich, im Bundesendlager indessen nicht vorgesehen, unabgeschirmte Abfallbehälter durch separate Bohrungen von übertage zum untertägigen Einlagerungshorizont abzusenken. Die Möglichkeit, den danach in jedem Falle erforderlichen Horizontaltransport der Abfallbehälter fernbedient durchzuführen, kann jedoch ausgeschlossen werden. Daraus folgt die Notwendigkeit, die Abfälle stets so abzuschirmen, daß ein Aufenthalt in ihrer unmittelbaren Nähe möglich ist. Dies wiederum bedingt die Notwendigkeit, große und schwere Lasten im Endlager zu transportieren. Dem sind jedoch durch die Abmessungen der Transportwege und der Hubkapazitäten der Förderzeuge Grenzen gesetzt. In dem in Gorleben geplanten Bundesendlager sind folgende Abmessungen bzw. Hublasten vorgesehen:

Schacht: Nutzdurchmesser: 7,5 m

Förderkorb: Länge: 5,2 m; Breite: 3,5 m; Höhe: 10 m

Strecken: Breite: 7 m; Höhe 4 m

Schachtförderanlage: Nutzlast: 40 t

Hebezeuge: Nutzlast: 40 t

Zum Transport innerhalb des Endlagers gehören mehrere Umladevorgänge. Dabei muß generell, insbesondere auch in Anbetracht der Notwendigkeit, große Durchsätze zu erzielen, mit einer rauen Handhabung der einzulagernden Abfälle gerechnet werden. Weiterhin muß mit der Möglichkeit von Störfällen beim Einlagebetrieb gerechnet werden. Daraus folgt die Notwendigkeit, nur Abfälle einzulagern, die auch bei betrieblichen Störfällen die Freisetzung von Aktivität und eine Kontamination des Grubengebäudes oder der Wetter ausschließen.

Die Forderung nach großen Durchsätzen macht es dagegen unmöglich, besonderen Aufwand bei der Handhabung und Lagerung von Abfällen zu betreiben, die infolge ihrer Art und Beschaffenheit nicht die allgemeinen Anforderungen an die Abfälle erfüllen können. Eine Vorstellung von den zu erzielenden Durchsätzen können die Auslegungsdaten für die standortunabhängige Planung des Bundesendlagers in Gorleben geben. Diese Daten basieren auf den in einer 1400 jato-Wiederaufarbeitungsanlage anfallenden Abfällen /1/:

- Schwachradioaktive Abfälle in 400 l-Fässern ohne Zusatzabschirmung: 11.000 Fässer je Jahr
- Mittelradioaktive Abfälle in 400 l-Fässern mit Betonumhüllung: 12.000 Gebinde je Jahr
- Mittelradioaktive Abfälle in 400 l-Fässern in wiederverwendbaren Abschirmbehältern: 5000 Fässer je Jahr
- Wärmeentwickelnde mittelradioaktive Abfälle in 400 l-Fässern in wiederverwendbaren Abschirmungen: 5000 Fässer je Jahr
- Hochradioaktive Abfälle in Stahlkokillen: 1760 Gebinde je Jahr.

2. Anforderungen an die Abfälle

Im Gegensatz zu anderen kerntechnischen Anlagen muß die Sicherheit des Endlagers gewährleistet werden nicht nur für die Zeit, in der die Anlage betrieben wird, sondern auch, und dies ganz besonders, für die Zeit nach Beendigung des Betriebs und der Versiegelung der Anlage. Während in der Betriebsphase eine Freisetzung von Aktivität aus dem Endlager nur über den Luftpfad erfolgen kann, ist nach der Versiegelung des Endlagers eine Aktivitätsfreisetzung nur über den Wasserpfad nach einem Wassereinbruch möglich. Zur Gewährleistung der Sicherheit in den beiden Zeiträumen müssen die Abfälle den folgenden Anforderungen gerecht werden:

Betriebsphase:

- hohe mechanische Festigkeit,
- geringe Sprödigkeit,
- geringe Brennbarkeit,
- keine Freisetzung von radioaktiven Gasen,
- keine Freisetzung von giftigen, explosiven oder entzündlichen Gasen,
- keine Freisetzung von Flüssigkeiten,
- geringe Radiolysegasentwicklung
- Strahlung außerhalb der Abfallbehälter bzw. Abschirmungen so, daß ein Aufenthalt in ihrer Umgebung möglich ist,
- Abmessungen und Gewicht entsprechend den durch das Endlager vorgegebenen Grenzen.

Nachbetriebsphase:

- hohe Auslaugbeständigkeit,
- hohe Korrosionsbeständigkeit,
- hohe Strahlenbeständigkeit,
- hohe thermische Beständigkeit
- keine Freisetzung von Flüssigkeiten

3. Sonderabfälle

Durch eine entsprechende Behandlung der radioaktiven Abfälle vor der Endlagerung ist es möglich, einen großen Teil der Abfälle so zu konditionieren, daß sie den Anforderungen genügen. Es gibt jedoch Abfälle, die trotz einer Vorbehandlung nicht alle oben angegebenen Forderungen erfüllen können bzw. bei denen eine erforderliche Vorbehandlung so aufwendig wäre, daß sie nicht vertretbar ist:

Tritiumhaltige Abfälle:

Tritium entsteht hauptsächlich bei der Kernspaltung in den Reaktoren und fällt bei der Wiederaufarbeitung des Kernbrennstoffs als Abfall an. Bei einem Abbrand von $34 \text{ GWd/t}_{\text{SM}}$ entstehen je Tonne Kernbrennstoff 740 Ci H-3 /2/. Der überwiegende Anteil des entstandenen Tritiums verbleibt im Brennstoff bzw. in den Brennstab-Hüllrohren. Nur ein geringer Anteil wandert durch die Hüllrohre und gelangt in das Primärkühlmittel /3/.

Außer durch die Kernspaltung wird Tritium auch im Primärkühlmittel durch die Umwandlung von Deuterium, Lithium und Bor gebildet. Geringe Mengen Tritium entstehen daneben in verschiedenen anderen Bereichen der Kerntechnik, z.B. bei der Erzeugung von Neutronen-Generatoren in Beschleunigern.

Die tritiumhaltigen Abfälle können somit unterteilt werden in:

- tritiumhaltige Wässer
- tritiumhaltige Metallteile

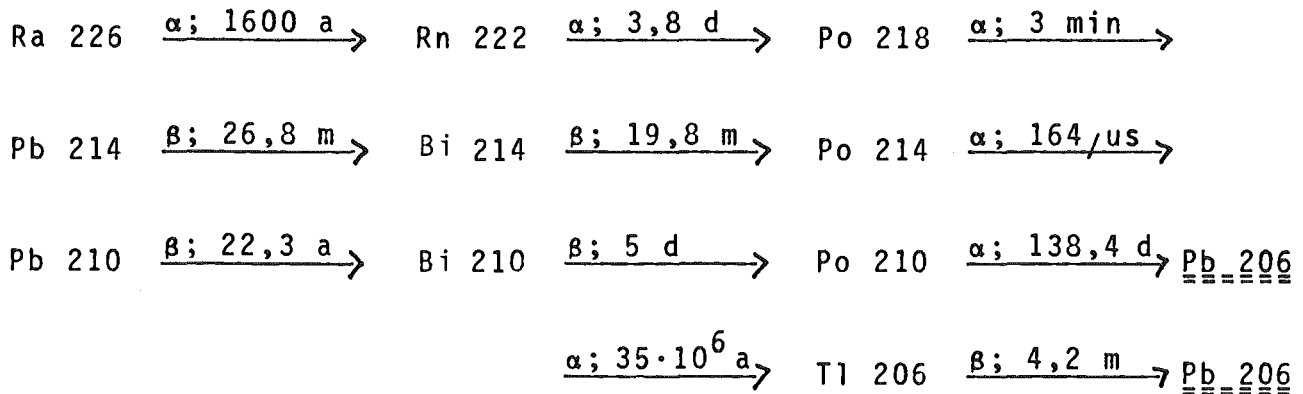
Der größte Teil des in flüssiger Form als HTO vorliegenden Tritiums fällt bei der Wiederaufarbeitung der Kernbrennstoffe als Destillatstrom der Salpetersäure-Rektifikation und als Abwasser aus der Verglasung hochaktiver Abfälle an. Insgesamt ist in einer 1400 t/a -Wiederaufarbeitungsanlage mit rund 3000 m^3 Tritiumabwasser pro Jahr und einer spezifischen Tritiumaktivität von 100 Ci/m^3 zu rechnen /4/.

Die Verfestigung der Tritium-Abwässer mit Zement bietet keine Gewähr, daß das Tritium nicht nach einiger Zeit wieder aus dem Abfallprodukt freigesetzt wird. Bei der Austrocknung des Zements wird durch die Verdampfung des Wassers auch das in diesem zumeist als HTO vorhandene Tritium freigesetzt. Bei einer Temperatur von 38°C (entsprechend der Gebirgstemperatur in ungefähr 800 m Tiefe) ist der Gleichgewichts-Wasserdampfdruck über Beton 15 Torr /5/. Mit einer spezifischen Tritiumaktivität in dem in Beton gebundenen Wasser von 100 Ci/m^3 errechnet sich unter Gleichgewichtsbedingungen eine spezifische Tritiumaktivität in der Luft des in den Fässern über dem Beton verbleibenden Rest-Hohlraums von $1,4 \cdot 10^{-3}\text{ Ci/m}^3$. (Die aus der StrSchV abgeleitete zulässige Tritiumkonzentration in der Atemluft ist $9,9 \cdot 10^{-9}\text{ Ci/m}^3$). Aufgrund des großen Diffusionsvermögens von Tritium muß damit gerechnet werden, daß das Tritium aus den Fässern entweicht und somit die Grubenwetter kontaminiert.

In den Brennelement-Hüllrohren ist das Tritium sehr fest in Form von Zirkonhydrid (ZrH_2) gebunden. Bei den in dem Zircaloy der Hüllrohre vorliegenden sehr niedrigen H_2 -Konzentrationen wird ein Wasserstoff-Partialdruck vermutet, der beispielsweise bei 400°C wesentlich niedriger ist als 10^{-4} Torr /3/. Der H-3 Partialdruck ist mit großer Wahrscheinlichkeit dem Wasserstoffpartialdruck ähnlich. Inwieweit das Tritium auch langfristig unter Endlagerbedingungen in den Brennelementhüllen gebunden bleibt, wird derzeit untersucht. Zur Beantwortung dieser Frage läuft ein vom PWA koordiniertes Forschungsprogramm.

Radiumhaltige Abfälle

Radium zerfällt über einen Alphazerfall zu dem Edelgas Radon und danach über weitere α - und β -Zerfälle schließlich zu Blei.



Das Entweichen des Radons würde eine Kontamination der Grubenwetter zunächst durch das Radon selber und nach dessen Zerfall durch die entstehenden Aerosole bewirken. Diese wiederum könnten sich an den Wänden der Strecken und Schächte niederschlagen und diese kontaminieren. Das Entweichen kann durch einen langfristig dichten Einschluß des Radiums und durch die Anordnung von Verzögerungsstrecken (Adsorptionsmittel) innerhalb der Verpackungen (z.B. Aktivkohle) verhindert werden. Beides ist jedoch, insbesondere in Anbetracht der rauen Handhabung innerhalb des Endlagers und der langen Zeiträume, über die die Dichtigkeit gewährleistet sein muß, sehr aufwendig.

Faul- und gärfähige Abfälle

Hierzu zählen organische Laborabfälle, wie z.B. Tierkadaver. Infolge des Gärungsprozesses können sich in den Abfallbehältern Drücke aufbauen, die die Dichtigkeit der Behälter beeinträchtigen können.

Großkomponenten

Ein Teil der als Abfall anfallenden Großkomponenten ist infolge ihrer Abmessungen und/oder ihrer Gewichte in einem Endlagerbergwerk nicht handhabbar. Eine Verkleinerung auf die für ein Endlager zulässigen Maße und Gewichte oder eine Dekontamination ist zwar im Prinzip möglich, jedoch meist mit einem hohen technischen Aufwand verbunden.

Die hier genannten Sonderabfälle können aufgrund ihrer spezifischen Eigenschaften ohne eine aufwendige Vorbehandlung nicht alle durch die Randbedingungen des Bergwerks vorgegebenen Anforderungen erfüllen. Da diese bergwerksspezifischen Anforderungen bei einer Versenkung der Abfälle in die Tiefsee nicht vorliegen, wäre eine derartige Beseitigung solcher Abfälle sinnvoller und wirtschaftlicher durchzuführen.

Literatur

- /1/ Röthemeyer, H., "Site Investigations and Conceptual Design for the Mined Repository in the German Nuclear 'Entsorgungszentrum'",
IAEA-SM-243/48, July 1979

- /2/ Gasteiger, R., "Abbrandrechnungen für LWR-Brennstoff als Datenbasis zur Auslegung von Wiederaufarbeitungsanlagen "
KfK 2373, Juli 1979

- /3/ Neeb, K.-H., "Tritium-Inventar und -Verteilung in LWR-Brennstäben"
in: Das Tritiumseminar im KfK am 09.12.1977, Primärbericht 04.01.00.P.00 A

- /4/ Köster, R., "Fixierung von Tritium-Abwässern"
in: Das Tritiumseminar im KfK am 09.12.1977, Primärbericht 04.01.00.P.00 A

- /5/ Köster, R., Rudolph, G., persönliche Mitteilung

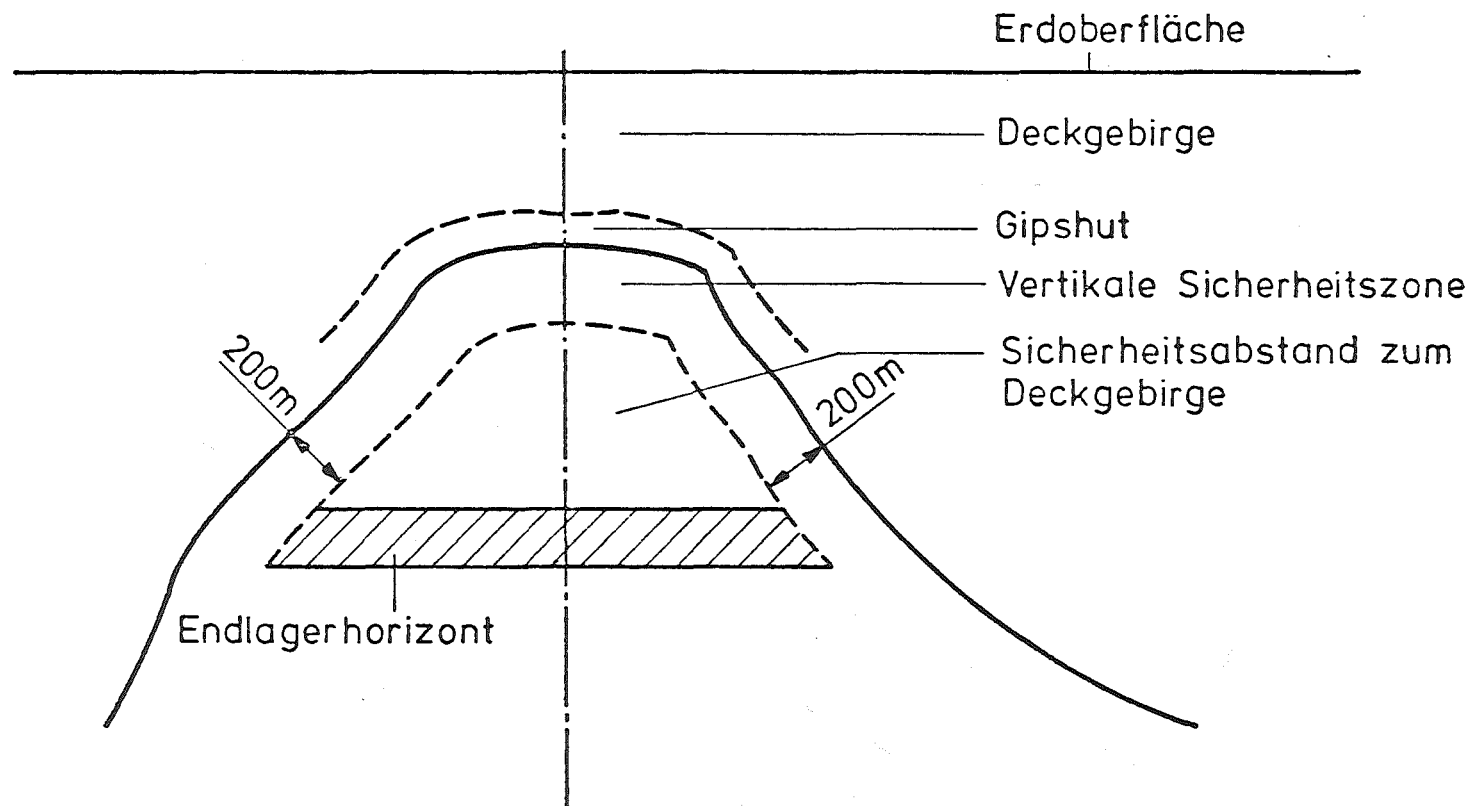


Abb. 1: Möglicher Lagerbereich innerhalb des Salzstocks, nach /1/

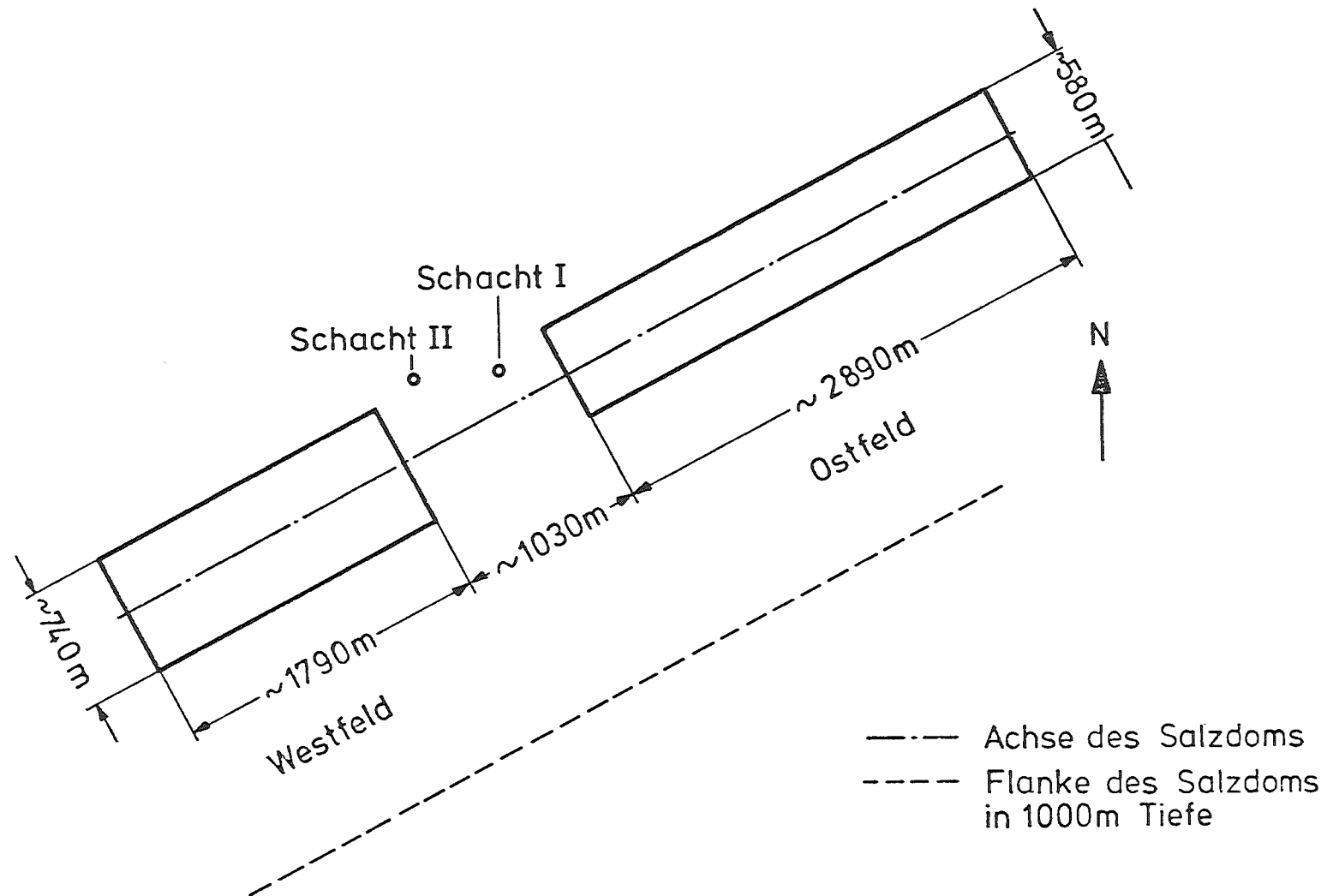


Abb. 2: Schematischer Plan von Schächten und Lagerfeldern, nach /1/

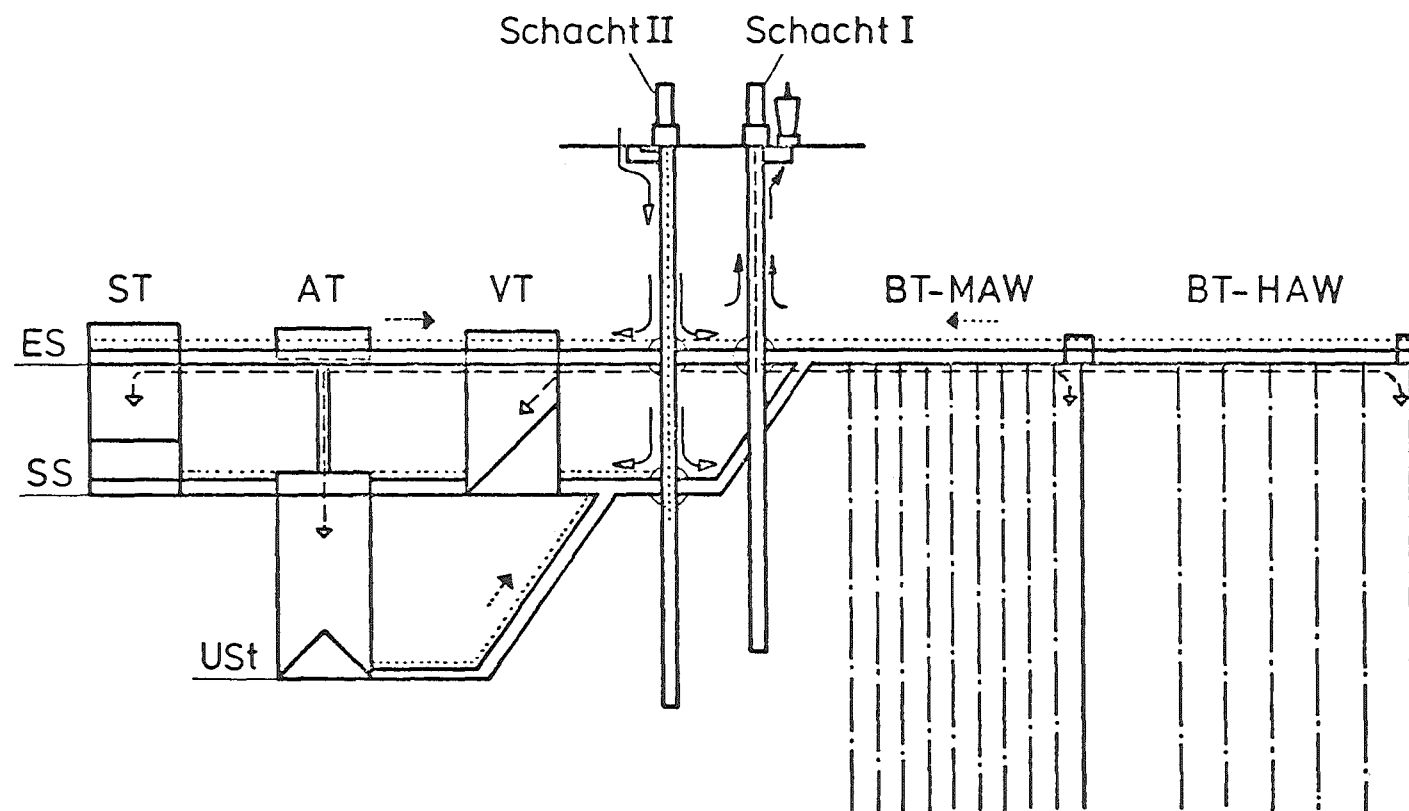


Abb. 3: Flußdiagramm für Abfall- und Salztransport sowie Wetterführung, Nach /1/

Tritiumabfälle in der Bundesrepublik Deutschland

Dr. R. Lorscheider, NUKEM GmbH, Hanau 11

1. Überblick und Einleitung

Die Situation hinsichtlich Art und Menge der im Jahre 1978 angefallenen Tritiumabfälle wird dargestellt. Die Situationsbeschreibung erfolgt anhand von Ergebnissen der Systemstudie "Herkunft, Handhabung und Verbleib von Tritium". Die Systemstudie selbst wurde im Auftrag des Bundesministers des Innern von NUKEM von August 1977 bis Dezember 1979 erarbeitet. Eine Veröffentlichung dieser Arbeit ist zu einem späteren Zeitpunkt vorgesehen.

Tritiumabfälle fallen in der Bundesrepublik Deutschland in

- Industrie und Wissenschaft ,
- Kernkraftwerken und
- der Wiederaufarbeitungsanlage Karlsruhe (WAK)

an. Im folgenden wird der Tritiumanfall zuerst für die im einzelnen genannten Bereiche und abschließend der Gesamtanfall dargelegt.


2. Anfall von Tritiumabfällen aus Industrie und Wissenschaft

In Industrie und Wissenschaft entstehen Tritiumabfälle bei der Herstellung und Verwendung tritiumhaltiger Produkte, wie z.B. Leuchtfarben, Tritium-Targets und tritiummarkierte Verbindungen. Die Anfallstellen sind im wesentlichen eine große Anzahl wissenschaftlich-technischer Einrichtungen, wie Universitäten, Technische Hochschulen, Kliniken, Max-Planck-Institute, darüber hinaus die Großforschungszentren, insbesondere KfK und KFA, sowie die wenigen tritiumverwendenden Industriebetriebe. KfK und KFA sind entsprechend der bestehenden Entsorgungspraxis die Anfallstellen von Tritiumabfällen, die aus den Reaktoren FR-2 und MZFR bzw. FRJ-2 und AVR stammen.

Tritiumabfälle fallen in Industrie und Wissenschaft in sehr unterschiedlichen Formen und Mengen an. Dies ist auf die je nach Art der Tritiumverwendung verschiedene Ursache für die Abfallerzeugung zurückzuführen. Tabelle 1 zeigt eine Zusammenstellung charakterischer Tritiumabfälle verschiedener Verwendungsbereiche. Diese charakteristischen Abfälle enthalten außer Tritium - von Ausnahmen abgesehen - gewöhnlich keine weiteren Radionuklide. Die Tritiumaktivitätskonzentration kann beträchtlich groß sein.

Darüber hinaus fallen bei jeder Tritiumverwendung nicht charakteristische Tritiumabfälle an. Dies sind

- Verpackungsmaterialien, wie Blechdosen, Glasampullen und Papier,
- Handhabungsmaterialien, wie Reaktionsgefäße, Vorratsbehälter, kontaminierte Anlagenteile, Pumpenöle und -einsätze, Zellstoff, Textilien und Handschuhe ,
- wässrige und organische Prozeß- und Dekontaminationslösungen ,
- Abfälle aus der Raum- und Boxenluftbehandlung, wie Adsorptionspatronen, auskondensiertes tritiumhaltiges Wasser und Pumpenöle sowie

Charakteristische Abfallformen	Abfallart	Herkunftsbereich	Tritiumaktivitätskonzentration
Syntheserückstände, wässrig oder organisch	flüssig, nicht brennbar oder flüssig, brennbar	Herstellung tritiummarkierter Verbindungen	ca. 10 - 3000 Ci/m ³
Katalysatoren	fest, nicht brennbar	Herstellung tritiummarkierter Verbindungen	ca. 2000 Ci/m ³
Leuchtpigmentabfälle	fest, brennbar	Verarbeitung von Leuchtfarben	ca. 0,2 - 0,4 Ci/g
verbrauchte stationäre oder rotierende Targets	fest, nicht brennbar	Neutronengeneratoren	ca. 5 - 50 % der Anfangskonzentration von max. ca. 300 Ci pro Stück
Targets enthaltende Röhren	fest, nicht brennbar	Neutronengeneratoren	fast 100 % der Anfangskonzentration von ca. 500 Ci pro Stück
Kühlwasser aus Neutronengeneratorbetrieb	flüssig, nicht brennbar	Neutronengenerator mit geschlossenem Kühlkreislauf	ca. 0,5 Ci/m ³ (Röhre) bzw. wenige Ci/m ³ (Target) nach ca. 500 Betriebsstunden einer Röhre bzw. Durchsatz von 10 Targets á 80 Ci
Szintillatorflüssigkeiten	flüssig, brennbar	Tracertechnik	1 - 5 mCi/m ³
Szintillatorfläschchen inkl. Flüssigkeit	fest, brennbar	Tracertechnik	1 - 5 mCi/m ³
Kadaver	gär- oder faulfähig	Tierexperimente, Tracertechnik	bis ca. 1 Ci/m ³
zerbrochene Leuchtröhren	fest, nicht brennbar	Verarbeitung und Verwendung von Leuchtröhren	Kontamination des Glases mCi-wenige Ci pro Stück
verbrauchte Leuchtröhren	fest, nicht brennbar		
Leuchtfarben enthaltende Gegenstände	fest, nicht brennbar	Verwendung von Leuchtfarben enthaltenden Gegenständen	einige mCi pro Gegenstand
zerbrochene und/oder verbrauchte Überspannungsableiter	fest, nicht brennbar	Herstellung und Verwendung von Überspannungsableitern	wenige µCi pro Gegenstand
 Charakteristische tritiumhaltige Abfälle aus Industrie und Wissenschaft / 1-3 /			Tab. 1


- Abfälle aus der Behandlung von Wässern vor deren Abgabe an die Umgebung, wie Ionenaustauscherharze und Verdampfungsrückstände.


Die nicht charakteristischen Tritiumabfälle weisen - von wenigen Ausnahmen abgesehen (Adsorptionspatronen, Pumpenöle und -einsätze) - kleine Tritiumaktivitätskonzentrationen auf und enthalten neben Tritium oft weitere Radionuklide.

Tabelle 2 zeigt die Zusammenstellung der Mengen und Aktivitäten der 1978 in Industrie und Wissenschaft angefallenen tritiumhaltigen Abfälle (Rohabfälle). Der Anfall aus KfK und KFA wird getrennt ausgewiesen. Er enthält auch Tritiumabfälle aus den dort befindlichen Reaktoren, jedoch nicht den der WAK.

Es zeigt sich, daß das Tritiumabfallvolumen durch feste, brennbare und flüssige, nicht brennbare Abfälle bestimmt wird, die aber nur eine sehr kleine bzw. kleine Tritiumaktivitätskonzentration besitzen. Der weitaus größte Teil der flüssigen, nicht brennbaren Abfälle stammt aus den bereits erwähnten und bei Großforschungszentren befindlichen Reaktoren und wird nach Entfernung anderer Radionuklide an die Umgebung abgegeben. Fast die ganze der insgesamt 1978 angefallenen Tritiumabfallaktivität ist in festen, nicht brennbaren Abfällen enthalten.

Mit Ausnahme der gär- oder faulfähigen Abfälle ist bei allen aufgeführten Abfallarten der überwiegende Teil der insgesamt pro Abfallart angefallenen Tritiumaktivität in einem kleinen bis zum Teil sehr kleinen Volumen - verglichen mit dem Gesamtvolumen der betreffenden Abfallart - enthalten (vgl. Tab.3). Besonders ausgeprägt ist dies bei den festen, nicht brennbaren Abfällen, bei denen ca. $0,2 \text{ m}^3$ 16.600 Ci T enthalten, wie Tabelle 3 zeigt.


Abfallart	Aktivitätskonzentrationsklasse (mCi T/m ³)	Anfall aus Industrie u. übriger Wissenschaft		Anfall bei den Grossforschungszentren KfK ¹⁾ und KFA		Gesamtanfall	
		Menge (m ³ /a)	Aktivität (Ci/a)	Menge (m ³ /a)	Aktivität (Ci/a)	Menge (m ³ /a)	Aktivität (Ci/a)
fest, nicht brennbar	≤ 50	80 ²⁾	1	5	≤ 1	85	1
	> 50	20	17000	10	100	30	17100
fest, brennbar	≤ 50	560	10	-	-	560	10
	> 50	2	110	10	30	12	140
flüssig, nicht brennbar	≤ 50	40	1	590 ³⁾	3	630	4
	> 50	30	440	790	1060	820	1500
flüssig, brennbar	≤ 50	80	1	- ¹⁾	-	80	1
	> 50	7	80	- ¹⁾	-	7	80
gär- oder faulfähig	-	18	4	- ¹⁾	-	18	4
1) KfK macht bei brennbaren und gärfähigen Abfällen bezüglich des Tritiumgehaltes nur lückenhafte oder keine quantitativen Angaben. 2) Davon ca. 10 m ³ feste, fixierte Abfälle. 3) Tritiumhaltige Sekundärabfälle, die aus der Abfallbehandlung innerhalb der KfK/ADB entstehen, sind nicht berücksichtigt.							
		Mengen und Aktivitäten der 1978 in der Bundesrepublik Deutschland in Industrie und Wissenschaft angefallenen tritiumhaltigen Rohabfälle / 1,2 /					Tab. 2


Abfallart	Abfallformen	Menge (m ³)	Mengen- anteil am Gesamtanfall (%)	Aktivität (Ci)	Aktivitätsanteil am Gesamtanfall (%)
fest,nicht brennbar	verbrauchte Targets, Pumpeneinsätze,Kata- lysatorrückstände	ca. 0,2	1	ca. 16600	94
fest,brennbar	Abfälle aus Target- herstellung	ca. 1,3	11	ca. 100	71
	Zellstoffe aus FR-2 und MZFR	ca. 1	8	ca. 30	21
flüssig,nicht brennbar	wässrige Synthese- lösungen	ca. 0,2	$\ll 1$ ($\ll 1$) ¹⁾	ca. 400	29 (98) ¹⁾
flüssig,brennbar	organische Synthese- lösungen	ca. 3	43	ca. 70	88
1) Anteile bei Nichtberücksichtigung des MZFR-Abfalls					
 Mengen und Aktivitäten von Tritiumabfällen sehr großer Aktivitätskonzentrationen aus Industrie und Wissenschaft, prozentuale Anteile am Gesamtanfall der jeweiligen Abfall- art					Tab. 3

3. Anfall von Tritiumabfällen aus Kernkraftwerken

In den Kernkraftwerken wird Tritium im Verlaufe der Kernspaltung und darauf folgender Neutroneneinfangreaktionen gebildet. Sehr geringe Teile diffundieren aus den Brennelementen in das Primärkühlwasser - soweit sie nicht in diesem selbst bereits schon gebildet wurden - und von dort in die folgenden Wasserkreisläufe. Hieraus resultiert, daß Tritiumkontaminationen in Abfällen, die bei der Wasserbehandlung entstehen, vorhanden sind. Die Tabellen 4 und 5, in denen die jährlichen spezifischen tritiumhaltigen Abfälle eines 1300 MWe-DWR bzw. -SWR aufgelistet sind, verdeutlichen dies.

Darüber hinaus fallen sowohl beim SWR- als auch beim DWR-Typ tritiumhaltige Steuermaterialien (Absorberstäbe, Steuerstäbe, Vergiftungsbleche) an, die weitaus größere Tritiumaktivitätskonzentrationen als die bereits genannten, aus der Wasserbehandlung stammenden Abfälle besitzen. Die Tritiumaktivitätskonzentration aller Abfälle ist im Vergleich zur Gesamtaktivitätskonzentration um wenigstens 2 Zehnerpotenzen kleiner.

Abfallherkunft ¹⁾	Abfallform	Menge (m ³)	Tritiumaktivitäts- konzentration (Ci/m ³)	Gesamtaktivitäts- konzentration ²⁾ (Ci/m ³)
Abwasseraufbereitung	Verdampfer- u. Filter- vorkonzentrat	85	2×10^{-2}	1
Kühlmittelreinigung	feuchte Kugelharze, brennbar	2	3×10^{-2}	10^3
	Kerzenfiltereinsätze	0,5	3×10^{-2} ³⁾	5×10^2
Sonstige	Absorberstäbe (KWU-Typ, nur im Erstcore)	0,3	$1,6 \times 10^3$	4×10^5 ⁴⁾
1) Referenztyp Kernkraftwerk Biblis 2) ca. 1 Jahr nach Mengenanfall 3) geschätzt aus Analogie zu Kugelharzen 4) nach 150 Tagen Abklingzeit				
		Jährliche spezifische tritiumhaltige Abfälle eines 1300 MW _e -DWR / 1,2,4,5 /		Tab. 4


Abfallherkunft ¹⁾	Abfallform	Menge (m ³)	Tritiumaktivitäts- konzentration (Ci/m ³)	Gesamtaktivitäts- konzentration (Ci/m ³) ²⁾
Abwasseraufbereitung	Verdampferkonzentrat	80	7×10^{-4}	3
	Filterkonzentrat (inkl. Fällschlämme), Pulverharzkonzentrat aus der Kondensat- reinigung	245	7×10^{-4}	2
Kühlmittelreinigung	Pulverharzkonzentrat aus der Reaktorwasser- reinigung	10	1×10^{-3} ³⁾	30
Sonstige Abfälle	Steuerstäbe ⁴⁾ (Stand- zeit 12 Jahre)	7	4×10^2 ⁵⁾	8×10^4
	Vergiftungsbleche (nur im Erstcore) ⁶⁾	0,8 ⁷⁾	10 ⁷⁾	k.A. ⁸⁾
1) Referenztyp KWW Würgassen (hochgerechnet) 2) ca. 1 Jahr nach Mengenanfall 3) geschätzt aus Analogie zu Abfällen aus der Abwasseraufbereitung 4) Anfall unter Berücksichtigung der Standzeit umgerechnet 5) ohne Berücksichtigung des natürlichen Zerfalls des Tritiums 6) bis einschließlich KWW Würgassen, dann kein Tritium bildende abbrennbare Neutronengifte im Erstcore 7) KWW : 196 Vergiftungsbleche je 34 mCi Tritium ; Volumen je Blech ca. 4 l; auf eine Hochrechnung wird verzichtet 8) k.A. = keine Angaben vorhanden				
 Jährliche spezifische tritiumhaltige Abfälle eines 1300 MW _e -SWR / 1,2,4,5 /				Tab. 5

4. Anfall von Tritiumabfällen aus der Wiederaufarbeitungs- anlage Karlsruhe

In der WAK wurden 1978 1,6 t abgebrannter Brennstoff (Uran) des Kernkraftwerkes Obrigheim (19000 MWd/tU, 2,5 a Kühlzeit) und 12,1 t MZFR-Brennstoff (6900 MWd/tU, 3-7,5 a Kühlzeit) aufgearbeitet.

Beim Aufarbeitungsprozeß wird das im Brennstoff und im Hohlraum (zwischen Brennstoff und Hülsen) enthaltene Tritium in die Auflöserlösung freigesetzt; das in den Hülsen gebundene Tritium wird durch den Auflösevorgang nicht berührt. Tritium fällt demzufolge in den flüssigen, nicht brennbaren Abfällen LAW (Low Active Waste), MAW (Medium Active Waste) und HAWC (High Active Waste Concentrate) und darüber hinaus im festen, nicht brennbaren Abfall in Form des in den Hülsen gebundenen Tritiums an. Die 1978 jeweils angefallenen Volumina und Tritiumaktivitäten sind in Tabelle 7 aufgelistet.

Aus der Tabelle geht hervor, daß der weitaus größte Teil (ca. 70 %) des insgesamt in den aufgearbeiteten Brennelementen enthaltenen Tritiums in den Hülsen vorhanden ist. Weitere 23 % des Tritiumeingangswertes entfallen auf den LAW. Das Tritiumabfallvolumen wird praktisch ganz von den genannten flüssigen, nicht brennbaren Abfällen bestimmt, wobei der LAW den überwiegenden Teil ausmacht.

Abfallart	Aktivitäts- konzentrations- klasse (mCi T/m ³)	Menge (m ³)	Tritiumaktivität (Ci)
fest, nicht brennbar			
- Hülsen	> 50	10,2	ca. 3500 ¹⁾
flüssig, nicht brennbar			
- Summe	≤ 50 > 50	1022,5 1646,3	16,0 1260
. LAW	≤ 50 > 50	460,8 1407,4	6,8 1144,6
. MAW	≤ 50 > 50	561,7 232,0	9,2 51,8
. HAWC	> 50	6,9	ca. 65 ¹⁾
1) errechnete Werte			
<div>  <div> Tritiumabfälle der WAK im Jahre 1978 /1,6,7 / </div> <div> Tab. 7 </div> </div>			


5. Gesamtanfall von Tritiumabfällen

In Tabelle 8 ist der Gesamtanfall von Tritiumabfällen in der Bundesrepublik Deutschland des Jahres 1978 zusammengestellt. Die Angaben für die einzelnen Bereiche sind den Tabellen 2, 6 und 7 entnommen.

Es zeigt sich, daß aktivitätsmäßig derzeit der überwiegende Teil auf feste, nicht brennbare Abfälle entfällt, wobei der Bereich Industrie und Wissenschaft (Targets und Folgeabfälle aus Targetverwendung) den Hauptbetrag beisteuert. Flüssige, nicht brennbare Abfälle bestimmen das Tritiumabfallvolumen; sie stammen zum größten Teil aus Kernkraftwerken und Forschungsreaktoren sowie der WAK. Feste, brennbare Abfälle fallen überwiegend und flüssige, brennbare sowie gär- oder faulfähige Abfälle nur im Bereich Industrie und Wissenschaft an; sie sind sowohl mengen- als auch aktivitätsmäßig am Gesamtanfall vergleichsweise wenig beteiligt (11 % bzw. 0,8 %)

Abfallart	Aktivitäts- konzentra- tionsklasse (mCi T/m ³)	Industrie u. Wissenschaft Menge (m ³)	Wissenschaft Aktivität (Ci)	Kernkraftwerke		WAK		Gesamt	
				Menge (m ³)	Aktivität (Ci)	Menge (m ³)	Aktivität (Ci)	Menge (m ³)	Aktivität (Ci)
fest,	≤ 50	85	1	2	« 1	-	-	87	1
nicht brennbar	> 50	30	17100	15	5700	10	3500	55	26300
fest,	≤ 50	560	10	10	1	-	-	570	10
brennbar	> 50	12	140	-	-	-	-	12	140
flüssig, nicht	≤ 50	630	4	1050	10	1020	16	2700	30
brennbar	> 50	820	1500	-	-	1650	1300	2470	2800
flüssig,	≤ 50	80	1	-	-	-	-	80	1
brennbar	> 50	7	80	-	-	-	-	7	80
gasförmig ¹⁾	-	-	-	-	-	-	-	-	-
gär-oder faulfähig	-	18	4	-	-	-	-	18	4

1) Gasförmige Abfälle sind entweder definitionsgemäß Ableitungen oder fallen nur intermediär an ; Tritiumgas enthaltende Abfälle besitzen immer eine feste, nicht brennbare Hülle und werden daher dem festen, nicht brennbaren Abfall zugerechnet.



Anfall von Tritiumabfällen im Jahre 1978 in der Bundesrepublik Deutschland

Tab. 8

6. Literatur

- / 1 / NUKEM - 500
 Herkunft, Handhabung und Verbleib von Tritium
 Systemstudie im Auftrag des Bundesministers des Innern,
 Hanau, 1980

- / 2 / Recherchen bei industriellen und wissenschaftlichen
 Institutionen, Landessammelstellen und Kernkraft-
 werken, 1979

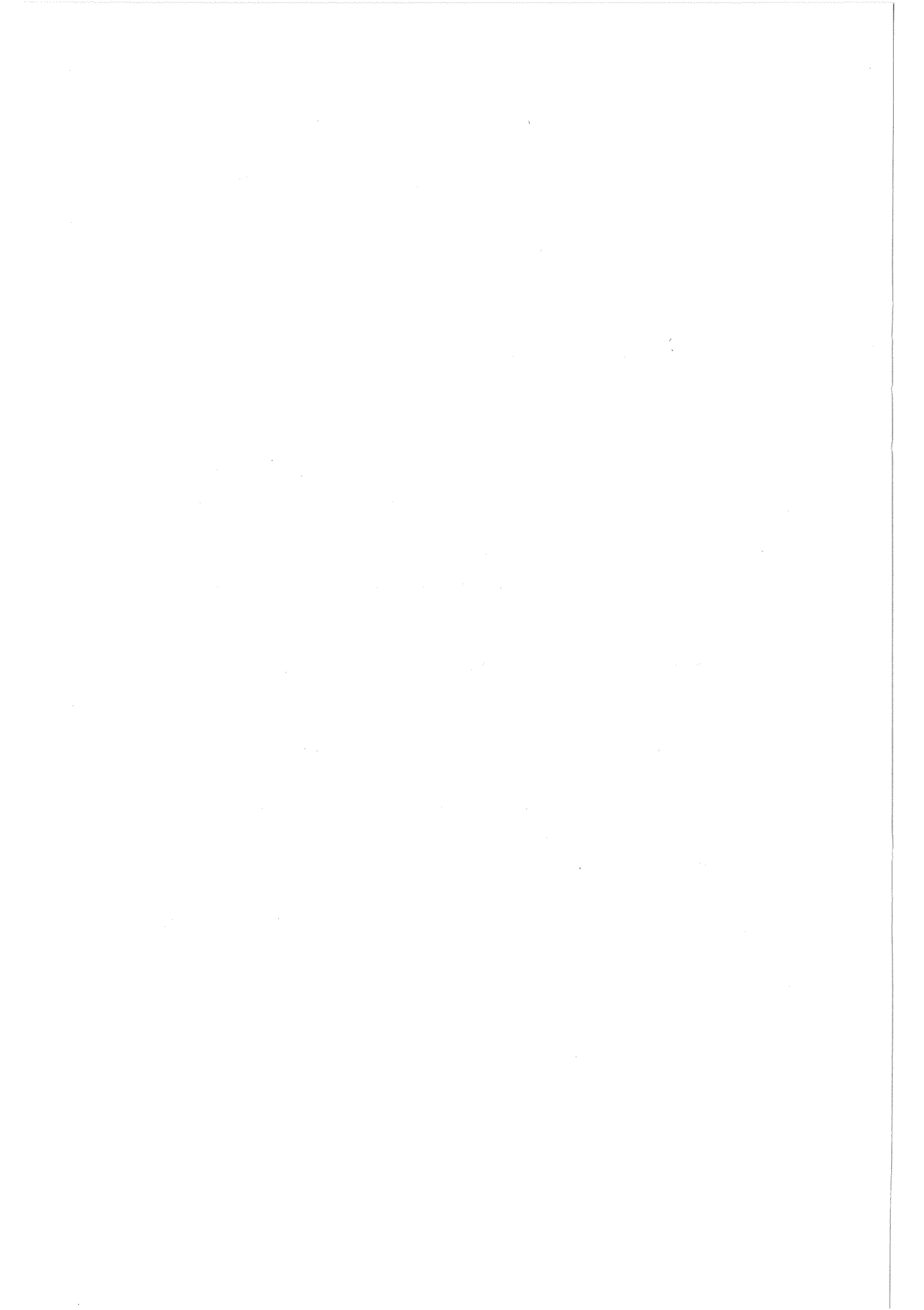
- / 3 / Sauermann, P.F. et al.
 Fifteen Years of Experience in Handling Tritium
 Problems in Connection with Low-Energy Particle
 Accelerators,
 International Symposium on the Behaviour of Tritium
 in the Environment, San Francisco, 16 - 20 Oct. 1978
 (Vortrag : IAEA-SM-232/8)

- / 4 / Mitteilung der Fa. Kraftwerk Union AG, Offenbach,
 1979

- / 5 / Mitteilung der Fa. Transnuklear GmbH, Hanau, 1979

- / 6 / Mitteilung der Gesellschaft für Wiederaufarbeitung
 von Kernbrennstoffen mbH (GWK), Eggenstein-Leopolds-
 hafen, 1979

- / 7 / Erfahrungsberichte (Quartalsberichte) der GWK 1972 -
 1978



TECHNISCHE KONZEPTE ZUR VERSENKUNG VON KRYPTON-85
UND TRITIUM IN DAS MEER

H. BRÜCHER

K. HARTMANN

D. NIEPHAUS

O. NOMMENSEN

KERNFORSCHUNGSANLAGE JÜLICH

INSTITUT FÜR CHEMISCHE TECHNOLOGIE

1. EINLEITUNG

Im Verlauf des heutigen Tages wurde das Problem der Versenkung von radioaktiven Abfällen in das Meer unter den verschiedensten Aspekten betrachtet; dabei wurden u. a. auch das Tritium und das Krypton-85 angesprochen. Beide Nuklide bereiten, wie die Diskussion um das Nukleare Entsorgungszentrum deutlich gemacht hat, gewisse Schwierigkeiten bei der Planung eines Entsorgungskonzepts.

Dementsprechend haben auch die Reaktor-Sicherheitskommission und die Strahlenschutzkommission in ihren sicherheitstechnischen Fragestellungen zum Entsorgungszentrum FE-Arbeiten und Untersuchungen zu alternativen Beseitigungskonzepten für diese Nuklide angeregt; das Einbringen von Kr-85 und von Tritium in die Tiefsee gehört mit zu den dort erwähnten Alternativen /1/.

Mit den abgebrannten Brennelementen (BE) gelangt pro Jahr etwa 1 MCi Tritium (T) in eine 1400-jährige Wiederaufarbeitungsanlage. Die BE werden mechanisch zerkleinert und der Brennstoff anschließend in 5molarer Salpetersäure herausgelöst. Ca. 60 % des T sind in den Hülzen als Zirkonhydrid fest gebunden; die Hülzen werden nach dem jetzigen Konzept mit Zement konditioniert und dem MAW-Endlager zugeführt. Die Frage eines möglichen T-Austauschs über das im Zement enthaltene Wasser mit der Umgebungsluft muß allerdings noch näher untersucht werden.

Das beim Auflösevorgang aus dem Brennstoff freigesetzte T geht im 1. Extraktionszyklus in die wäßrige Phase und erscheint bei der Säurerückgewinnung als tritiertes Wasser (HTO). Nach dem zur Zeit gültigen Konzept werden 3000 m³ Wasser mit einem Tritiumgehalt von 166 mCi T pro Liter erwartet. Die β/γ -Aktivität und die α -Aktivität liegen jeweils bei etwa 100 mCi/m³.

Von den in Abb. 1 gezeigten Entsorgungsalternativen für dieses T-haltige Wasser kommen das Verklappen bzw. das direkte Einleiten ins Meer für die Bundesrepublik wohl nicht in Betracht. Referenzschema ist das Verpressen des HTO in poröse Schichten des tiefen Untergrunds /2/. Das Verfahren ist bei uns noch nicht aktiv demonstriert worden, wiewohl international (USA, UDSSR) einige Erfahrungen bestehen /3,4/.

Die anderen Alternativen setzen eine Konditionierung des HTO voraus. Geht man von dem oben genannten Abwasservolumen von 3000 m³ aus, dann kommt nur ein preiswertes Fixierungsmaterial wie z. B. Zement in Frage: Ein technisches Konzept zur Zementierung mit anschließender Versenkung des so verfestigten Abfalls in die Tiefsee wird weiter unten vorgestellt.

Nach einer durch eine entsprechende Anreicherung (z. B. chemischer Wasserstoff-Wasser-Austausch mit anschließender Elektrolyse) erzielten Volumenreduktion auf ca. 3 m³ jährlich scheint eine bessere Fixierung mit nachfolgender Sicherstellung möglich; denkbar ist hier z. B. die Verwendung von Zirkon, in das Tritium als Hydrid eingebaut werden kann. Bei einer Beurteilung dieser Möglichkeit dürfen neben der technologischen

Machbarkeit allerdings die zu erwartenden Kosten ebenso wie die radiologische Belastung von Betriebspersonal und Umgebung nicht außer acht gelassen werden.

Abb. 2 zeigt die Alternativen zur Entsorgung von Kr-85. Das mit den abgebrannten Brennelementen in die Wiederaufarbeitungsanlage gelangende radioaktive Edelgas Kr-85 (es sind bei einer 1400-jährigen Anlage ca. 17 MCi pro Jahr) wird bei der Auflösung des Brennstoffs freigesetzt und in der Abgasreinigungsanlage aus dem Auflöserabgas abgetrennt. Nach dem bestehenden Referenzkonzept wird das Gas auf 50-l-Druckgasflaschen (DGF) gefüllt (340.000 Ci pro DGF), zu einem gegen Einwirkungen von außen geschützten Gebäude transportiert und dort für einen Zeitraum von ca. 100 Jahren sichergestellt /2/. Die DGF werden in dem Gebäude mit Umgebungsluft im Naturzug gekühlt.

Die von uns entwickelte Alternative der Versenkung von Kr-85 in die Tiefsee /5/ sieht die Befüllung von 28-l-Druckgasflaschen vor (200.000 Ci pro DGF). Die Flaschen werden nach einer maximal 1jährigen Zwischenlagerung zum Hafen und zum Versenkungsort transportiert und dort in Tiefen von mehr als 4000 m versenkt. Es ist 1 Versenkungsaktion pro Jahr geplant.

Eine weitere Alternative, die direkte Abgabe des Kr-85 über den Kamin an die Atmosphäre, ist nicht in die Abbildung aufgenommen worden. Dieser Weg ist durch die Forderung der Strahlenschutzkommission, die Kr-Abgabe aus dem Entsorgungszentrum auf maximal 1 MCi pro Jahr zu begrenzen, zumindest vorläufig versperrt.

2. KONZEPT ZUR VERSENKUNG VON KR-85*

Ein wesentliches Merkmal des Konzepts zur Versenkung von Kr-85 ist ein von uns auf der Basis eines bereits genehmigten Brennelement-Transportbehälters /6/ weiterentwickelter Behälter zur Zwischenlagerung und zum Transport des Kr-85. Abb. 3 zeigt den schematischen Aufbau des Behälters mit seinen wesentlichen Maßen.

Bei einem Durchmesser von 130 cm und einer Höhe von 160 cm wiegt der Behälter etwa 9 t. Er ist als wiederverwendbarer Sammelbehälter ausgelegt und nimmt 4 Druckgasflaschen mit einer Gesamtaktivität von 800.000 Ci auf.

Die Flaschen stehen dabei in Rohren, die als seitliche Abstützung beim Sturz des Behälters und als Führung bei der Entladung dienen. Das die Führungsrohre im unteren Bereich des Behälters umgebende Wasser dient als Wärmeübertragungsmedium für die Abfuhr der Zerfallswärme und besitzt eine genügend große Wärmekapazität, um die während des Schadensfeuers in den Behälter eindringende Wärme aufzunehmen. Der dabei entstehende Wasserdampf entweicht über ein zur Behälteroberseite führendes Rohr, an dessen Ende eine beim Überdruck von 2,0 bar öffnende Berstscheibe angebracht ist.

Der obere Teil des Behälterinnenraumes ist als Puffervolumen zur Aufnahme des Gasinhaltes einer undichten Flasche ausgebildet. Puffervolumen und Wasserbad sind durch einen einge-

* Von der Kommission der Europäischen Gemeinschaft im Rahmen des Programms für die Bewirtschaftung und Lagerung radioaktiver Abfälle gefördertes Forschungsvorhaben (Vertrag Nr. 051-78-1 WAS D)

schweißen Zwischenboden gasdicht voneinander getrennt, um im Fall des Schadensfeuers ein gleichzeitiges Entweichen von Wasserdampf und möglicherweise radioaktivem Puffervolumeninhalt zu vermeiden.

Die an den Behälter gestellten Anforderungen bzgl. Strahlenabschirmung, Festigkeit und Wärmeabfuhr werden durch eine Schachtelung von einzelnen Bauelementen erfüllt; dazu ist die Behälterwandung in einer Stahl-Blei-Verbundbauweise mit einer Asbesteinlage ausgeführt. Die Entladevorrichtung auf dem Versenkungsschiff wird zur Zeit entwickelt; dies kann Auswirkungen auf die in Abb. 3 angedeutete Deckelkonstruktion haben.

Der so konzipierte Behälter zur Zwischenlagerung und zum Transport genügt den Anforderungen an einen Typ-B-Behälter, die von der IAEA näher spezifiziert wurden /7/. Mit der Berechnung der stationären und instationären Behältertemperaturen wurde nachgewiesen, daß weder die maximal zulässige Temperatur an der Außenseite des Behälters überschritten wird noch Temperaturen im Behälterinnenraum erreicht werden, die einen unzulässig hohen Druckaufbau in den Druckgasflaschen bewirken oder die Integrität des Behälters beeinträchtigen. Die Ergebnisse für den instationären Fall - d. h. für die Auswirkungen eines Feuers auf den Behälter - zeigt Abb. 4.

Zugrunde gelegt wurde, wie in den IAEA-Spezifikationen festgelegt, ein halbstündiges Feuer von 800 °C. Der dargestellte Temperaturverlauf der Druckgasflaschen mit einem Maximum von 111 °C führt zu einem Druckanstieg in den Flaschen auf ca. 108 bar; beide Werte liegen weit unter den maximal zulässigen

Auslegungswerten. Der Verlauf der Wassertemperatur zeigt, daß 28 min nach Beginn des Feuers die Verdampfung beginnt. Ca. 2 h nach Verlöschen des Feuers sinkt die Wassertemperatur unter 100 °C ab und der kritische Zustand ist überwunden. Bis dahin sind etwa 10 % der ursprünglich vorhandenen Wassermenge von 600 kg verdampft.

Die DGF sind mit einem von uns entwickelten Spezialventil ausgerüstet, dessen prinzipielle Konstruktion in Abb. 5 dargestellt ist. Es ist durch 2 hintereinandergeschaltete Kegelsitzventile charakterisiert und genügt den Anforderungen der Befüllung, Probenahme, Dichtheitskontrolle und Zwischenlagerung; außerdem erlaubt es einen Druckausgleich während des Versenkungsvorgangs.

Auf der Grundlage einer eingehenden Literatúrauswertung wird der Edelstahl 1.4439 als Flaschenwerkstoff vorgeschlagen; er zeichnet sich durch einen hohen Chrom- und Molybdängehalt aus und besitzt, wie Untersuchungen anlässlich seines Einsatzes im Schiffbau zeigen, eine ausgezeichnete Beständigkeit gegen Korrosion durch Meerwasser /8,9/. Dies gilt auch und insbesondere für Lochfraß und andere lokale Korrosionsangriffe.

Kostenschätzungen auf der Preisbasis von 1980 ergaben für die Versenkung des bei der Wiederaufarbeitung von 1400 jato anfallenden Kr-85 Investitionskosten von 12 Mio DM sowie jährlich anfallende Versenkungskosten von ca. 350 TDM.

3. KONZEPT ZUR VERSENKUNG VON TRITIUMHALTIGEM WASSER HTO*

Das Fließbild für eine Anlage zur Konditionierung tritiumhaltiger Abwässer für die Versenkung ins Meer zeigt Abb. 6. Das in der naßchemischen Wiederaufarbeitung anfallende tritiumhaltige Wasser wird in drei 500-m³-Stahlbehältern gesammelt (Halbjahreskapazität) und vor Abgabe zur Zementierung durch Zugabe von HNO₃ oder NaOH auf den erforderlichen pH-Wert > 7 eingestellt. Von hier aus wird es über Rohrleitungen an die Zementierstation abgegeben und zur Herstellung des Frischbetons in einen Dosierbehälter gepumpt. Der Zement wird aus dem Vorlagebehälter pneumatisch und über eine Förderschnecke einem zweiten Dosierbehälter zugeführt.

Die dosierten Mengen Tritiumwasser und Zement werden in den Mischer gefüllt und hier zu einem dünnen, homogenen Frischbeton vermischt. Für das Dosieren und Mischen sind maximal 20 min zu veranschlagen, so daß ein Frischbetondurchsatz von 3 m³/h erreicht wird. Der Frischbeton wird in einen Pufferbehälter und von dort über fünf sternförmig angeordnete Teleskoprohre gleichzeitig in fünf 200-l-Rollreifenfässer eingefüllt.

Nach dem Verschließen (120 Behälter pro Tag), dem Aushärten (20 h) und einem Wischtest werden die Fässer in "Von-Haus-zu-Haus-Container" der Bundesbahn umgeladen (zehn 200-l-Fässer passen in 1 Container) und im Zwischenlager für maximal 1 Jahr gelagert; es fallen 2250 Container pro Jahr an.

* Vom Bundesministerium des Innern gefördertes Forschungsvorhaben SR 164

Über 2 Laderampen wird das Zwischenlager innerhalb von 6 Tagen geräumt und die Container (es passen 5 Container auf 1 Güterwaggon) auf der Schiene zum Hafen transportiert. Dort werden die Fässer aus den Containern entnommen und auf das Schiff verladen. Die Container können wieder verwendet werden. Eine Zwischenlagerung am Hafen ist in diesem Konzept nicht vorgesehen.

Kostenschätzungen auf der Preisbasis von 1980 ergaben für die Verfestigung und Versenkung dieser tritiumhaltigen Abwässer Investitionskosten von insgesamt 57 Mio DM sowie jährlich anfallende Betriebskosten von 10 Mio DM.

4. RECHTLICHE ASPEKTE

Die internationalen und die innerstaatlichen Rechtsgrundlagen der Versenkung von Abfällen ins Meer sind von Herrn Dr. Bischof im Rahmen dieses Seminars bereits dargestellt worden. Aus seinem Betrag können - in stark verkürzter Form - für die hier zur Diskussion stehenden Nuklide Kr und T die folgenden Schlüsse gezogen werden:

- Wesentliche internationale Bestimmungen für die Versenkung von radioaktiven Stoffen in das Meer sind die Londoner Konvention /10/ und die dazu von der IAEA ausgesprochenen Definitionen und Empfehlungen /11/. Für Kr und T ergeben sich daraus die maximal zulässigen Aktivitätskonzentrationen
 - 10^3 Ci/t für β/γ -aktiven Abfall (außer T)
 - 10^6 Ci/t für Tritium.

- Diese Grenzwerte basieren auf einer Versenkung von nicht mehr als 10^5 t radioaktivem Abfall pro Jahr und Standort. Außerdem wird gefordert, daß der Abfall in fester oder verfestigter Form vorliegt. Durch ein Umweltgutachten muß darüber hinaus nachgewiesen werden, daß es an Land keine bessere Entsorgungsmöglichkeit gibt.
- Die vorgeschlagene Versenkung von Tritium kann ohne weiteres im Rahmen dieser internationalen Bestimmungen durchgeführt werden, da sowohl die spezifische Aktivität (10^2 Ci/t) als auch die Gesamtaktivität ($4 \cdot 10^5$ Ci/a) um mehrere Größenordnungen unter den Grenzwerten liegen.
- Die vorgeschlagene Versenkung von Krypton-85 überschreitet den zur Zeit gültigen allgemeinen Grenzwert für die β/γ -Aktivitätskonzentration mit $1,8 \cdot 10^6$ Ci/t deutlich. Außerdem widerspricht sie der Forderung nach festem oder verfestigtem Abfall.
- Die innerstaatlichen Rechtsgrundlagen für eine Beteiligung der Bundesrepublik Deutschland sind durch die im Jahr 1977 erfolgte Ratifizierung der Londoner Konvention im Prinzip geschaffen. Hingegen steht die Ratifizierung eines in diesem Zusammenhang ergangenen OECD-Ratsbeschlusses /12/ noch aus. Ein entsprechendes Ratifizierungsgesetz ist im BMI in Vorbereitung.

5. BEWERTUNG

Die Entscheidung für eines der in Frage kommenden Konzepte muß unter technischen, ökologischen, ökonomischen, genehmigungsrechtlichen und - last but not least - radiologischen Aspekten getroffen werden.

Die technische Realisierbarkeit scheint außer Zweifel zu stehen. Das gilt sicherlich für die Zementierung des tritiumhaltigen Abwassers und seine nachfolgende Versenkung, die ja, wenn auch in kleinerem Maßstab, heute schon weitgehend als Stand der Technik bezeichnet werden kann. Dies gilt nach unserer Meinung aber auch für das vorgestellte Konzept zum Transport und zur Versenkung von Kr-85; wenn hier zum Teil auch technologisches Neuland betreten wird, so sind wir der Überzeugung, daß eventuell auftretende Schwierigkeiten durch gezielte Entwicklungsarbeiten beseitigt werden können.

Die zu erwartenden Kosten sind für die Tritiumentsorgung etwas größer und für Krypton wesentlich niedriger anzusetzen als die entsprechenden Kosten der Referenzkonzepte.

Die dem Meer durch die vorgeschlagene Versenkung zugeführte Menge an Kr bzw. Rubidium und T macht nur einen Bruchteil derjenigen Menge aus, die zur Zeit schon im Meer enthalten ist. Wenn diese Menge prinzipiell auch so gering wie möglich gehalten werden muß, so glauben wir doch, daß sich die ökologischen Auswirkungen der Versenkung in vertretbaren Grenzen halten werden. Diese Annahme muß natürlich noch verifiziert und quantifiziert werden.

Die Aufzählung der im internationalen Rahmen maßgeblichen rechtlichen Bestimmungen hat gezeigt, daß die Versenkung von Tritium in dem vorgesehenen Rahmen nach Quantität und Qualität ohne weiteres möglich ist; dies gilt auch für eine in Zukunft vielleicht angestrebte Reduzierung der Grenzwerte. Die Versenkung von Krypton erfordert hingegen eine Änderung der IAEA-Definitionen und Empfehlungen. Vergleicht man die radiologischen und chemischen Eigenschaften des Krypton mit denen des Tritiums, so erscheint es allerdings auch gerechtfertigt, Krypton ebenso wie Tritium aus der allgemeinen Grenzwertregelung für β/γ -aktiven Abfall herauszunehmen, und einen eigenen Grenzwert zu definieren. Eine entsprechende Anregung wurde an die IAEA herangetragen /13/. Die Ermittlung notwendiger Basisdaten zur Beurteilung des Verhaltens von Krypton im Meer ist in der Kernforschungsanlage Jülich in Angriff genommen worden.

Voraussetzung für eine Teilnahme an Versenkungsaktionen ist aber in jedem Fall die Schaffung der nationalen Rechtsgrundlagen. Hier sollte die Bundesrepublik Deutschland sich, wie es andere europäische Staaten (Schweiz, Niederlande, Großbritannien) bereits getan haben, die Möglichkeit zu einer sicheren Entsorgung von bestimmten radioaktiven Abfällen schaffen.

Bleiben die radiologischen Folgen einer Versenkung ins Meer: Die Tiefsee wirkt dabei als überaus wirksame Diffusionsbarriere und verhindert den Eintritt der relativ kurzlebigen Nuklide Krypton und Tritium in den Biozyklus. Die radiologische Belastung von Betriebspersonal und Bevölkerung kann durch die

Realisierung der hier vorgestellten Konzepte nach unserer Auffassung so gering wie möglich gehalten werden.

LITERATURVERZEICHNIS

- /1/ GESELLSCHAFT FÜR REAKTORSICHERHEIT, Sicherheitstechnische Fragestellungen zum Entsorgungszentrum, GRS, Köln (1978).
- /2/ DEUTSCHE GESELLSCHAFT FÜR WIEDERAUFARBEITUNG VON KERNBRENNSTOFFEN, Bericht über das in der Bundesrepublik Deutschland geplante Entsorgungszentrum für ausgediente Brennelemente aus Kernkraftwerken, DWK, Hannover (1977).
- /3/ ROBERTSON, JACOB, SCHÖN, The Influence of Liquid Waste Disposal on the Geochemistry of Water at National Reactor Test Station, IDO 2053, Waste Disposal and Processing, TID 4500 (1974).
- /4/ SPITSYN, V.-J. et al., Scientific basing and prerequisites for utilising deep-lying formations for burying liquid radioactive wastes, SM-93/41, IAEA, Vienna (1967).
- /5/ NOMMENSEN, O., NIEPHAUS, D., BRÜCHER, H., Versenkung von Krypton-85 in das Meer, 1. Jahresbericht, KFA-ICT-IB-435/79, Kernforschungsanlage Jülich, Jülich (1979).
- /6/ WOLF, J., Endlagerung verbrauchter Brennelemente aus dem AVR-Versuchskernkraftwerk im Salzbergwerk Asse, Jül-1163, Kernforschungsanlage Jülich, Jülich (1975).
- /7/ INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Regulations for the Safe Transport of Radioactive Materials, Safety Series No. 6, IAEA, Vienna (1973).
- /8/ BÄUMEL, A., HORN, E.M., SIEBERS, G., Entwicklung, Verarbeitung und Einsatz des stickstofflegierten, hochmolybdänhaltigen Strahles X3 CrNiMoN 17 13 5, in: Werkstoffe und Korrosion, 23. Jahrgang, Heft 11, Verlag Chemie, Weinheim (1972).
- /9/ BÄUMEL, A., KIGLER, A., Meerwasserkorrosionsversuche an nichtrostenden Stählen in der Nordsee, in: Stahl und Eisen 95, Nr. 22, Verlag Stahleisen, Düsseldorf (1975).

- /10/ Convention on the Prevention of Marine Pollution by Dumping of Wastes and Other Matter, reproduced in document INFCIRC/205, IAEA, Vienna.
- /11/ INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, The Definition Required by Annex I, paragraph 6 to the Convention and the Recommendations Required by Annex II, Section D, INFCIRC/205/Add. 1, IAEA, Vienna (1975).
- /12/ Decision of the Council Establishing a Multilateral Consultation and Surveillance Mechanism for Sea Dumping of Radioactive Waste, C(77)115(Final), OECD, Paris (1977).
- /13/ INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Report of the Technical Committee on Removal, Storage and Disposal of Krypton-85, 23.-27.10.1978, IAEA, Vienna, to be published.

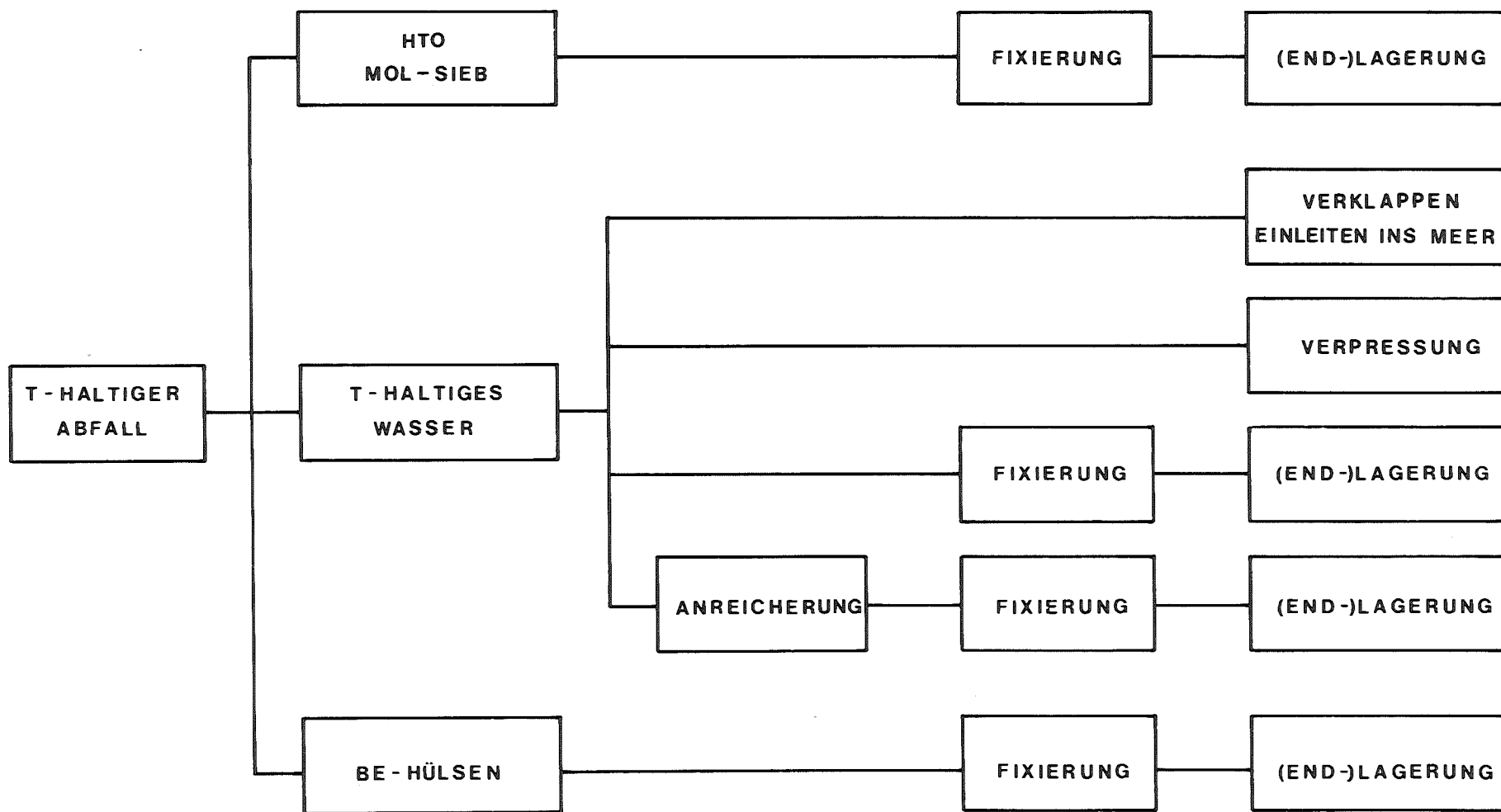


Abb. 1: Tritium-Entsorgung bei der Wiederaufarbeitung

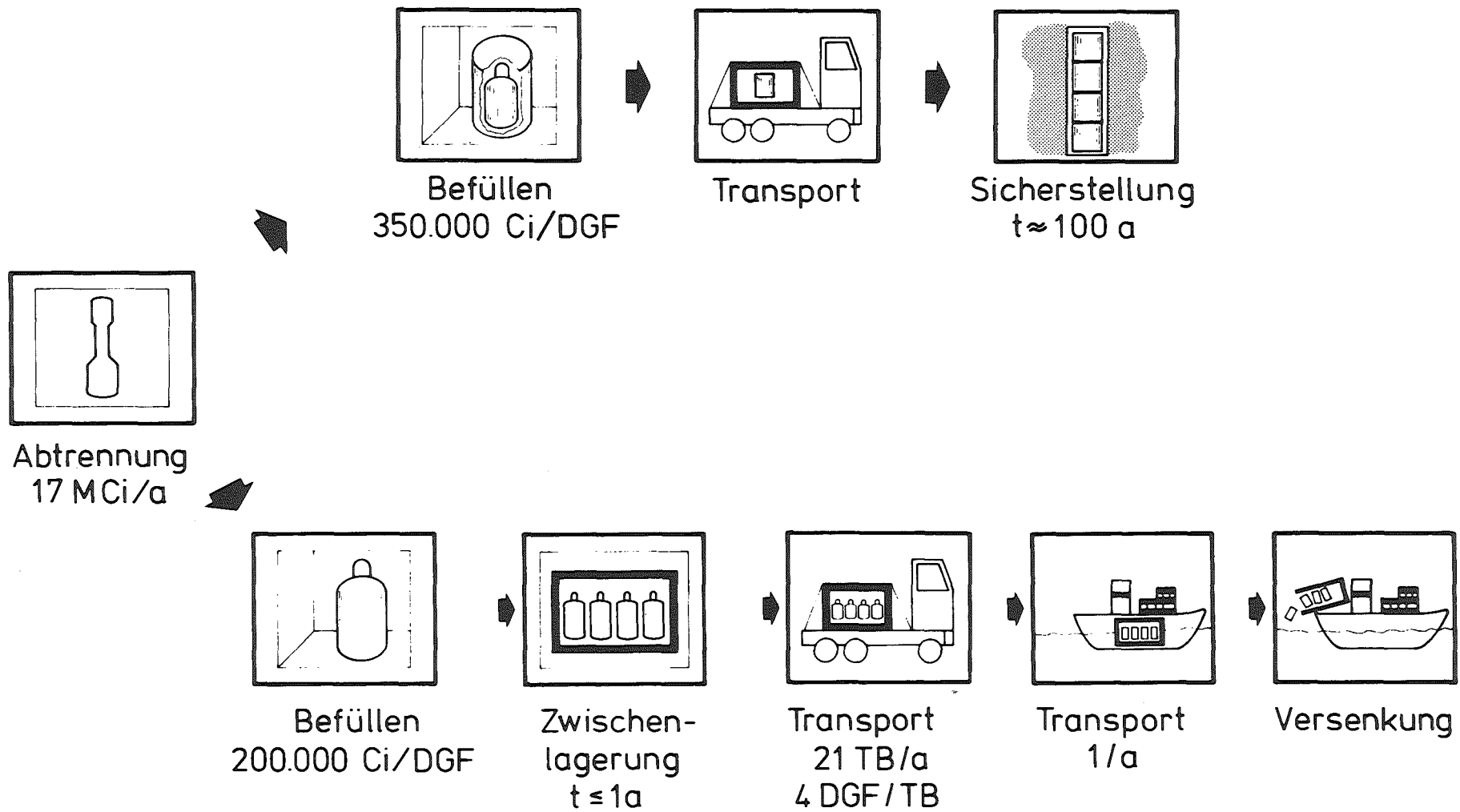


Abb. 2: Alternativen zur Entsorgung von Kr-85

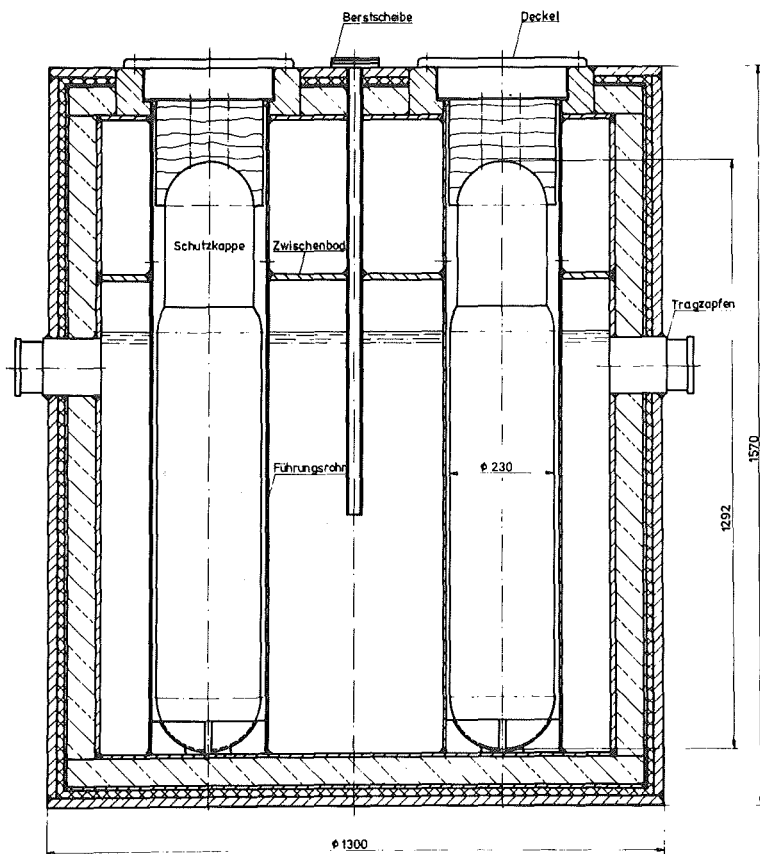


Abb. 3: Schematische Darstellung des Kr-85-Transportbehälters (vorläufig)

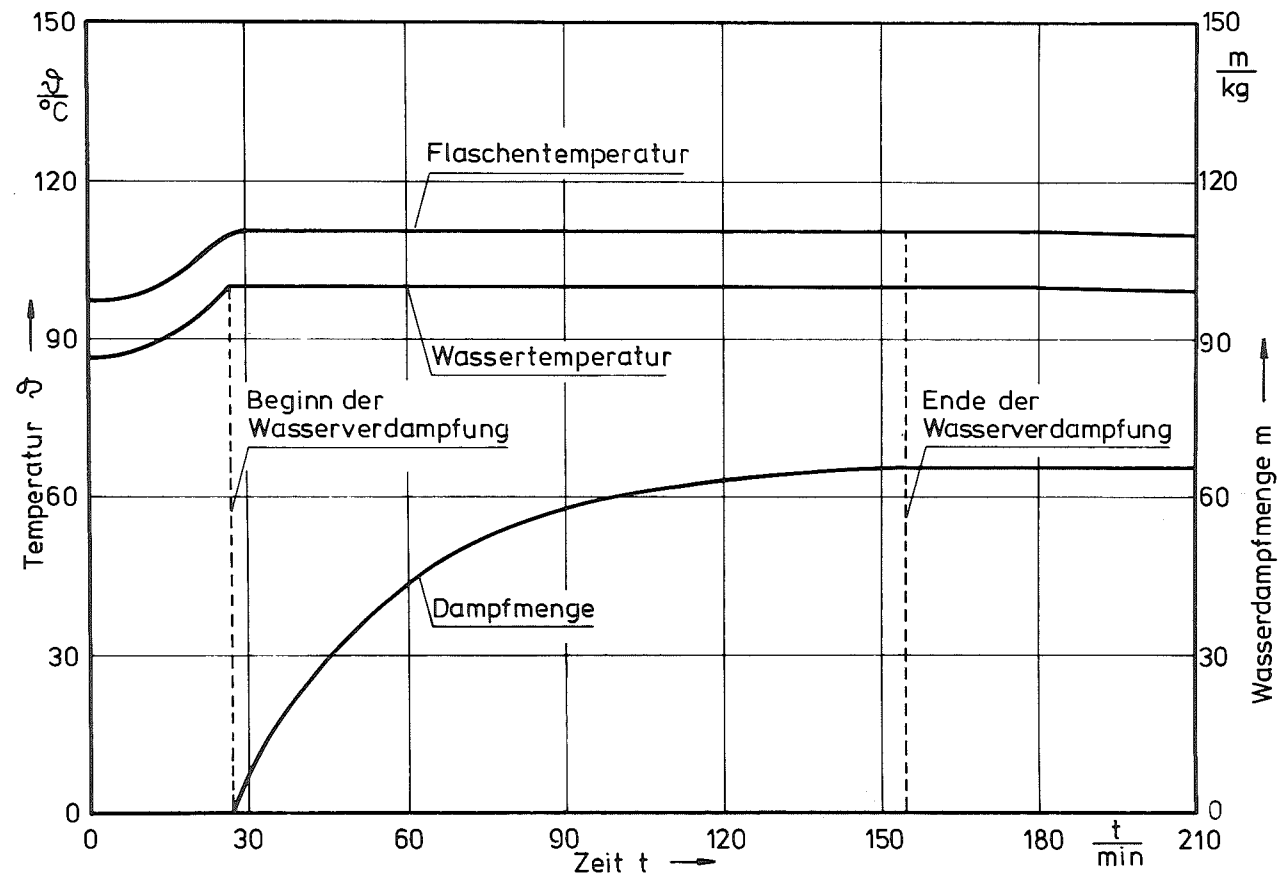


Abb. 4: Instationärer Temperaturverlauf im Behälter und Menge des Wasserdampfs beim Feuertest

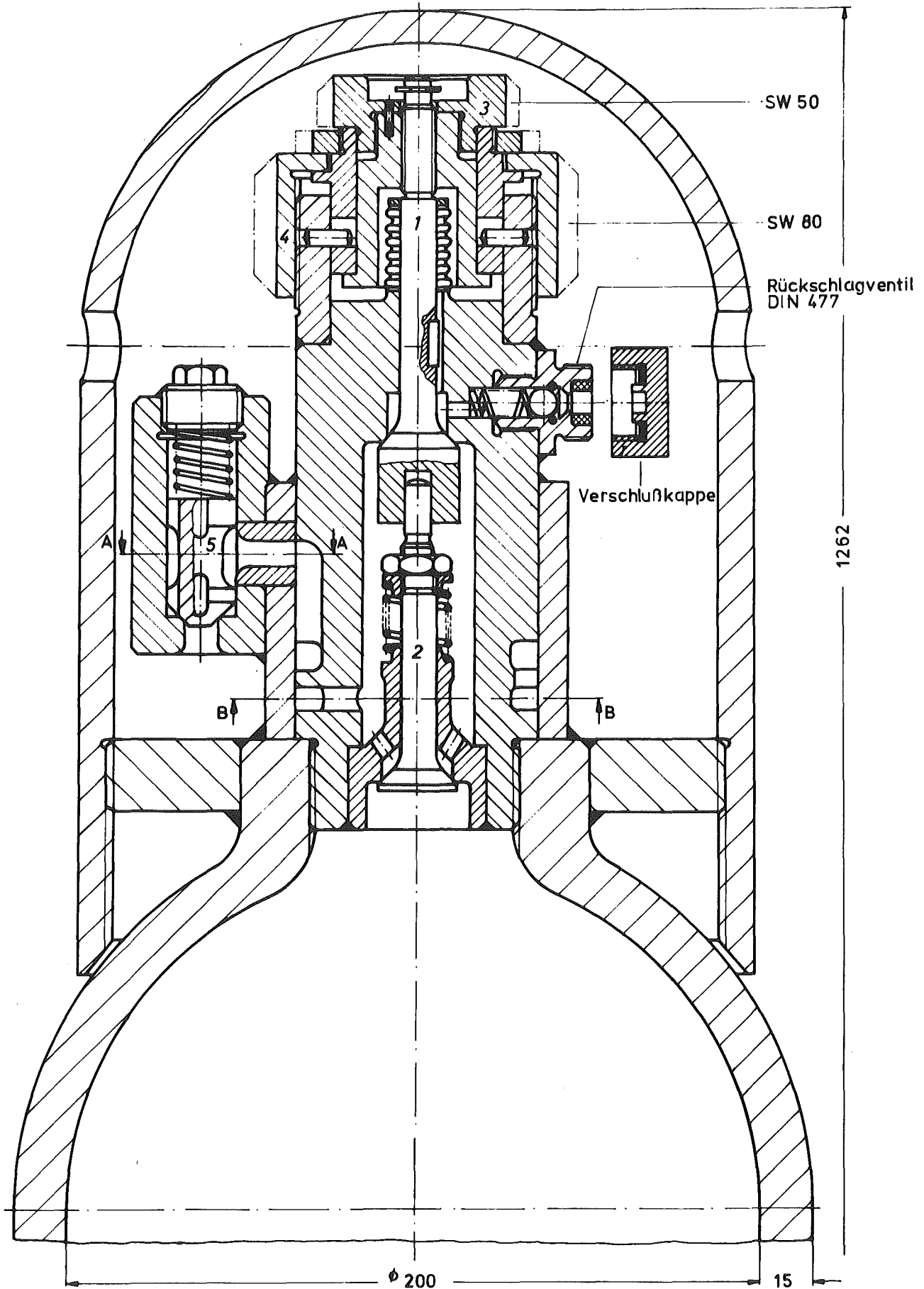


Abb. 5: Druckausgleichsventil

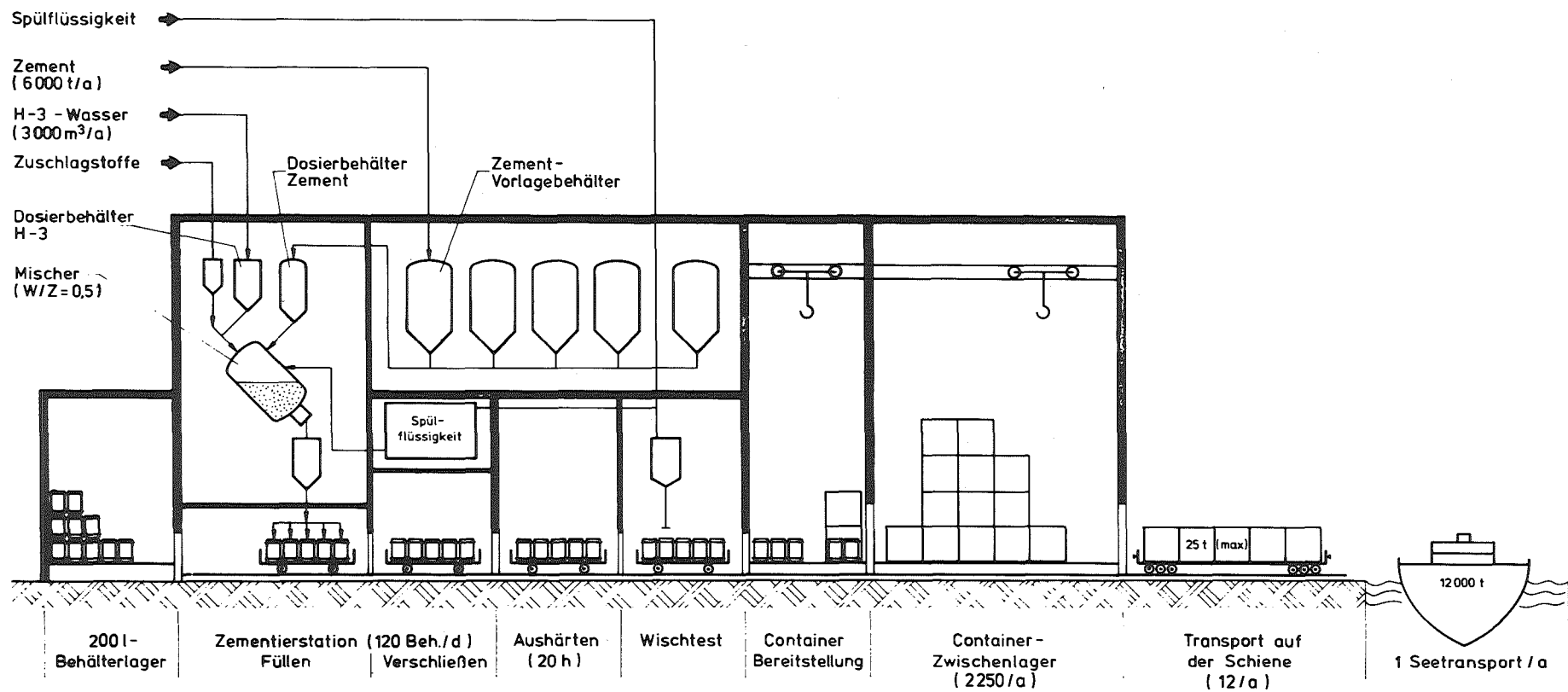


Abb. 6: Anlage zur Konditionierung tritiumhaltiger Abwässer für die Versenkung ins Meer

ANHANG

Die beschränkte Vortragszeit ließ es nicht zu, Details der ausgearbeiteten Konzepte zu beschreiben. Dies führte, wie die an den Vortrag anschließende Diskussion gezeigt hat, zu einigen Mißverständnissen und zu Kritik insbesondere an dem Konzept der Versenkung von Krypton-85 in das Meer. Eine zusammenfassende Darstellung der Einwände und Entgegnungen wird im folgenden gegeben.

Durch die Versenkung werden wertvolle Rohstoffe vergeudet!

Der vorgeschlagene stickstofflegierte hochmolybdänhaltige Stahl mit der Werkstoffnummer 1.4439 besteht u. a. aus 17 % Chrom, 13 % Nickel und 4,5 % Molybdän. Bei einem Materialgewicht der Flasche mit Ventil (und nur diese werden versenkt) von ca. 100 kg und 85 Druckgasflaschen pro Jahr werden dann 1,5 t Cr, 1,1 t Ni und 0,4 t Mo jährlich versenkt. Diese Mengen erscheinen vergleichsweise gering und vertretbar.

Durch den Korrosionsangriff von Meerwasser und Rubidium werden die Druckgasflaschen schnell zerstört!

Bei guter Beständigkeit gegen gleichmäßige Flächenkorrosion können passive nichtrostende austenitische CrNiMo-Stähle unter der Voraussetzung einer einwandfreien Gefügebesechaffenheit nur durch Chloride lokal angegriffen werden. Beständigkeit gegen die Lokalkorrosion (Lochfraß- und Spaltkorrosion) ist nur durch einen hinreichend hohen Molybdängehalt ($\sim 4\%$ Mo) in Verbindung mit einem hohen Chromgehalt ($\sim 18\%$ Cr), d. h. mit einer Wirksumme $W \geq 30$, zu erreichen ($W = \text{Prozentgehalt Cr} + 3,3 \cdot \text{Prozentgehalt Mo}$). Interkristalline sowie Spannungsrißkorrosion (inter- und transkristallin) können nach vorliegenden Untersuchungen für austenitische Stähle bei Temperaturen, die noch unter Raumtemperatur liegen, ausgeschlossen werden.

Der Stahl X 3 CrNiMoN 17 13 5 besitzt die geforderte hohe Wirksumme, er läßt sich mit einem artgleichen vollaustenitischen

Schweißzusatzwerkstoff schweißen, zeigt keine Warmrissigkeit und keine Ausscheidungen in der Schweißzone.

Als Maß für die Lochfraßempfindlichkeit und parallel dazu die Spaltkorrosionsempfindlichkeit kann das sog. Lochfraßpotential herangezogen werden. Der vorgeschlagene Stahl zeigt im Meerwasser bis zum Potential der Sauerstoffbildung bei ca. 1200 mV_{EH} keinen Durchbruch. Da bisher im Meerwasser gemessene Redoxpotentiale bei ca. 400 mV_{EH} liegen und eine Anhebung auf über 600 mV_{EH} unwahrscheinlich ist, kann das Lochfraßpotential des Stahls von etwa 1100 mV_{EH} nicht erreicht werden. Der Potentialabfall im Schweißnahtbereich ist mit ca. 20 mV_{EH} sehr gering gegenüber dem Grundwerkstoff, so daß im praktischen Einsatz kein Unterschied im Korrosionsverhalten von Schweißnaht und Grundwerkstoff zu erwarten ist. Dies wird auch durch Naturrostversuche in der Nordsee (2,5 a) und durch Betriebserfahrungen (> 3 a) mit diesem Stahl bestätigt.

Das in der Flasche vorhandene Rubidium reagiert mit dem eindringenden Meerwasser (Druckausgleich) zu Rubidium-Hydroxid RbOH; damit erhöht sich die Basizität des Wassers. Dies wiederum ist mit einer Anhebung des Lochfraßpotentials verbunden, so daß die Gefahr eines Korrosionsangriffs herabgesetzt werden dürfte.

All diese Eigenschaften lassen erwarten, daß die Korrosionsprobleme sicher beherrscht werden können. Dies gilt um so mehr, als die Korrosionsbeständigkeit für den notwendigen Zeitraum von 50 - 100 Jahren durch einen kathodischen Schutz weiter verbessert werden kann. Ein Programm zur detaillierten Untersuchung dieses und einiger vergleichbarer Stähle unter besonderer Berücksichtigung der für die Tiefseelagerung geltenden Bedingungen ist in der Kernforschungsanlage Jülich geplant.

Der Transportbehälter ist für den Schifftransport (rauhe Behandlung, Seegang etc.) nicht geeignet!

Bei dem vorgeschlagenen Transportbehälter (TB) handelt es sich um einen Typ-B-Behälter nach den Spezifikationen der IAEA, der

u. a. folgenden Testbelastungen standhalten muß, ohne daß Abschirmung und Integrität des TB wesentlich beeinträchtigt werden:

- Mechanische Tests
 - freier Fall aus 9 m Höhe auf eine ebene, starre Fläche
 - freier Fall aus 1 m Höhe auf einen Stahldorn
- Feuertest
 - halbstündiges Feuer von 800 °C
- Eintauchtest
 - der TB wird für mindestens 8 Stunden in Wasser von 15 m Tiefe eingetaucht.

Mechanische Belastungen, die über diese Testbelastungen hinausgehen, sind sowohl für den Verladevorgang im Hafen als auch für den Transport auf dem Schiff kaum denkbar; eine Beschädigung des TB kann daher ausgeschlossen werden.

Das Konzept sieht vor, daß die TB fest auf dem Schiff verankert werden und auf See nicht mehr bewegt werden. Der Wasserinhalt der 21 TB liegt bei insgesamt ca. 12,5 t, wobei dieses Wasser nur einen äußerst begrenzten Bewegungsspielraum hat. Auswirkungen des Ladeguts auf die Manövrierfähigkeit des Schiffes brauchen daher wohl nicht befürchtet zu werden.

Das Entladen der Druckgasflaschen aus den TB zum Zweck der Versenkung erfolgt, indem die Flaschen einzeln mittels Hebezeug in eine Abschirm-/Transportbüchse gezogen und über See ausgeklinkt werden. Die Büchse ist so ausgelegt, daß sie den möglichen Belastungen bei der Handhabung standhält. Büchse und Flasche wiegen zusammen ca. 1,5 t.

Der Ärmelkanal ist einer der am meisten befahrenen Seeverkehrswege mit großer Unfallhäufigkeit. Ein Transport des Kr auf diesem Weg ist nicht zu vertreten, da bei einem Unfall große Mengen Kr in die Atmosphäre oder ins Wasser freigesetzt würden!

Diese prinzipiell auf alle Transporte gefährlicher Güter anwendbare Aussage muß im Fall des Kr-Transports unter dem Aspekt der sicheren Typ-B-Verpackung gesehen werden. Die mechanische

Festigkeit des TB läßt nämlich erwarten, daß dieser sich im Fall von bei einer Kollision möglicherweise auftretenden großen Belastungen aus seiner Verankerung löst, ohne daß seine Funktionstüchtigkeit beeinträchtigt wird.

Die als Folge einer Kollision mögliche Versenkung der TB würde ebenfalls zu keiner Beeinträchtigung des sicheren Einschlusses führen: Die mechanischen Belastungen durch den Aufprall auf den Meeresboden werden durch die Testbelastungen abgedeckt. Belastungen durch den Wasserdruck treten nicht auf, da die Berstscheibe des TB bei einem Überdruck von 2 bar öffnet und Wasser in den TB einströmen kann. In Wassertiefen von mehr als 1000 m würde dann - wie bei einer normal verlaufenden Versenkung - der Druckausgleich in den Kryptonflaschen einsetzen. Eine Freisetzung von Kr würde auch in diesem Fall nicht erfolgen.

Diese Zusammenstellung läßt erwarten, daß der Transport der Druckgasflaschen sicher bewerkstelligt werden kann. Es bleibt einer genaueren Analyse vorbehalten, das verbleibende Risiko abzuschätzen und gegen die Risiken alternativer Entsorgungsmöglichkeiten abzuwägen.

Die Druckgasflaschen sind in einem Lager an Land besser aufgehoben als auf dem Meeresboden!

In einem Lager zur Sicherstellung von Kr-85 aus einer 1400-jato-Wiederaufarbeitungsanlage (WA) haben sich nach 20jähriger Betriebszeit ca. 160 MCi Kr-85 angesammelt. Dieses Kr stellt ein nicht zu vernachlässigendes Gefährdungspotential in unmittelbarer Nähe des Menschen dar. Das daraus resultierende Risiko für die Bevölkerung muß durch ingenieurtechnische Maßnahmen so gering wie möglich gehalten werden. Eine amerikanische Studie* kommt zu dem Ergebnis, daß die Handhabung und Lagerung des Kr neben der HAW-Kalzinierung den größten Beitrag zum gesamten Störfallrisiko einer großen WA leistet. Die bei einer

* ERDMANN, R.G., et al., Status Report on the EPRI Fuel Cycle Accident Risk Assessment, NP-1128, Research Project 767-1, Science Applications Inc., Palo Alto (1979)

oberirdischen Lagerung für ca. 100 Jahre notwendigen Sicherungsmaßnahmen sind dabei noch nicht berücksichtigt.

Hier bietet die Versenkung ins Meer die Möglichkeit, das Risiko durch die Einführung einer zusätzlichen, inhärent sicheren Barriere zu reduzieren. Dies muß in dem Umweltgutachten dargelegt werden, das eine der Voraussetzungen für die Genehmigung der Versenkung ist.

Diskussionen und Ergebnisse des Seminars

Dr. M. Laser

Alle während des Seminars gehaltenen Vorträge wurden lebhaft diskutiert. Dabei standen naturgemäß die Fragen

- ob und gegebenenfalls welche radioaktiven Abfälle ohne wesentliche Schädigung des Ökosystems in der Tiefsee versenkt werden können und
- welche Mengen toleriert werden können

im Vordergrund.

Wenn auch in Einzelfällen verständlicherweise die Meinungen auseinanderklafften, so stellte sich doch in wesentlichen Fragen ein Einverständnis der Mehrheit der Teilnehmer ein. Dieses kann wie folgt zusammengefaßt werden:

- Entsprechend den Vorschriften der Londoner Kovention sollten nur die Abfälle versenkt werden, für die an Land keine geeignete Beseitigungsmöglichkeit besteht.
- Für die Beseitigung in einem Endlagerbergwerk, wie es in der Bundesrepublik für die Beseitigung der radioaktiven Abfälle geplant ist, müssen die Abfälle bestimmten Anforderungen genügen. Tritiumhaltige Abfälle, radiumhaltige Abfälle, faul- und gärfähige Abfälle und Krypton erfüllen diese Anforderungen im allgemeinen nicht.
- Tritiumhaltige und radiumhaltige Abfälle können, sachgemäß verpackt, in begrenzten Mengen in die Tiefsee eingebracht werden.
- Die Einbringung von Krypton in Stahlflaschen wird z. Z. nicht durch die Londoner Konvention abgedeckt. Obwohl der Kenntnisstand über das Verhalten des Kryptions im Meer noch verbessert

werden sollte, wurden keine schwerwiegenden ökologischen Argumente gegen eine Versenkung vorgebracht.

Zur Lösung der rechtlichen Probleme wurde die IAEA aufgefordert, die notwendigen Schritte einzuleiten.

- Isotope mit sehr langer Halbwertszeit und großer biologischer Wirksamkeit wie J-129 oder Transurane sollten von der Versenkung weitgehend ausgeschlossen werden.
- Die gegenwärtig versenkten radioaktiven Abfälle stellen sicher keine Gefahr dar. Eine erhebliche Erhöhung der versenkten Abfälle muß allerdings kritisch geprüft werden, insbesondere weil die Ausbreitungsmechanismen und hier besonders die vertikalen noch nicht vollständig erforscht sind.
- Die Versenkung verfestigter radioaktiver Abfälle in der Tiefsee hat inzwischen einen hohen Stand der Technik erreicht. Für die Versenkung von Krypton in Stahlflaschen liegen tragfähige Konzepte vor.

Angesichts dieser Situation ist es äußerst wünschenswert, aus technischer Sicht sogar dringend notwendig, die für eine Teilnahme der Bundesrepublik an Versenkungsaktionen notwendige Ratifikation des Beschlusses des Rates der OECD über die multilaterale Konsultation und Überwachung der Abfallversenkungen in Gang zu setzen.